



UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL
CAMPUS CERRO LARGO
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA

LIZE ELENA KAUFMANN BACK

**POTABILIZAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS EM ÁREA RURAL POR MEIO
DA TECNOLOGIA DE ADSORÇÃO EM COLUNA DE LEITO FIXO DE CARVÃO
ATIVADO GRANULAR**

CERRO LARGO – RS

2018

LIZE ELENA KAUFMANN BACK

**POTABILIZAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS EM ÁREA RURAL POR MEIO
DA TECNOLOGIA DE ADSORÇÃO EM COLUNA DE LEITO FIXO DE CARVÃO
ATIVADO GRANULAR**

Trabalho de conclusão de curso de graduação
apresentado como requisito para obtenção de grau de
Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária da
Universidade Federal da Fronteira Sul – *campus* Cerro
Largo.

Orientadora: Prof^a. Dra. Alcione Aparecida de Almeida Alves

CERRO LARGO – RS

2018

FICHA CATALOGRÁFICA

Bibliotecas da Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS

Back, Lize Elena Kaufmann

POTABILIZAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS EM ÁREA RURAL POR
MEIO DA TECNOLOGIA DE ADSORÇÃO EM COLUNA DE LEITO FIXO
DE CARVÃO ATIVADO GRANULAR / Lize Elena Kaufmann Back.
-- 2018.

107 f.:il.

Orientadora: Doutora Alcione Aparecida de Almeida
Alves.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) -
Universidade Federal da Fronteira Sul, Curso de
Engenharia Ambiental e Sanitária, Cerro Largo, RS ,
2018.

1. Trabalho de Conclusão de Curso. I. Alves, Alcione
Aparecida de Almeida, orient. II. Universidade Federal
da Fronteira Sul. III. Título.

LIZE ELENA KAUFMANN BACK

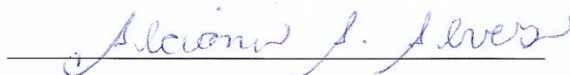
**POTABILIZAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS EM ÁREA RURAL POR
MEIO DA TECNOLOGIA DE ADSORÇÃO EM COLUNA DE LEITO FIXO DE
CARVÃO ATIVADO GRANULAR**

Trabalho de conclusão de curso de graduação
apresentado como requisito para obtenção de grau de
Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária da
Universidade Federal da Fronteira Sul – *campus* Cerro
Largo.

Este trabalho de conclusão de curso foi defendido e aprovado pela banca em:

12 / 12 / 2018

BANCA EXAMINADORA

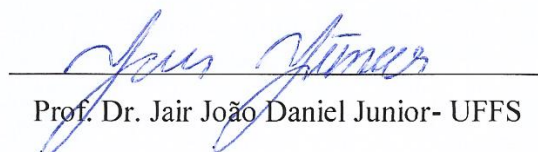


Profª Dra. Alcione Aparecida de Almeida Alves - UFFS

Orientadora



Profª. Dra Lizziara da Costa Cabrera- UFFS



Prof. Dr. Jair João Daniel Junior- UFFS

A minha querida família, a qual eu amo tanto,
a qual sempre me incentivou e esteve ao meu
lado em todos os momentos.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, o qual me permitiu nascer e crescer em meio a uma família maravilhosa e unida, em um ambiente tranquilo, rodeado pela natureza e cheio de vida. A Ele, também agradeço por todas as oportunidades que me tornaram uma pessoa de bem e preocupada com o próximo.

De modo especial, agradeço aos meus amados, pai Danilo João Kaufmann e mãe Bernadete Back Kaufmann, que sempre fizeram de tudo para que eu e meus irmãos tivéssemos o melhor possível em todos os momentos de nossas vidas, e sempre estiveram ao nosso lado. Também a eles, agradeço pelo apoio e incentivo em caminhar na direção da melhoria da qualidade ambiental, e jamais mediram esforços para me ajudarem a desenvolver este trabalho. Pai e mãe, eu jamais conseguiria concluir sem vocês minha graduação, então, esse título será de vocês também. Amo muito vocês e agradeço todos os dias por ser filha de pessoas tão incríveis, batalhadoras e amáveis. Serei eternamente grata.

Aos meus irmãos, Ivan Rodrigo Kaufmann e Cleiton Luís Kaufmann que apesar de todas as diferenças, amamo-nos e sempre estamos dispostos a ajudar o outro. Vocês são meus exemplos de persistência. Obrigada por me ensinarem tantas coisas e sempre estarem ao meu lado, lutando comigo, compartilhando dores e felicidades. Eu amo muito vocês e sou eternamente grata por tudo.

Agradeço de forma especial a minha querida sobrinha Gabrielly Kaufmann, que mesmo tão pequena, me mostrou o quão é bom ser tia e dinda, é um amor imenso que sinto por um serzinho tão dócil. Obrigada minha pequena, você enche nossos dias de luz e amor.

Agradeço ao meu amigo, companheiro e namorado Argel Ventura de Oliveira, por estar sempre me apoiando, me encorajando a seguir em frente e desejar sempre mais. Obrigada por estar ao meu lado nos momentos mais decisivos da minha vida, por não se importar com todo o meu estresse e ser aconchego quando tudo parece difícil.

Agradeço a todos os meus professores, desde os do jardim de infância até os da graduação. Vocês são à base de todo o conhecimento. Em especial, agradeço a minha professora e orientadora, Alcione Aparecida de Almeida Alves, que sempre esteve me apoiando e acreditou em meu potencial, obrigada Profe, por tudo mesmo.

Agradeço a professora Liziara da Costa Cabrera que me auxiliou no desenvolvimento da minha pesquisa, referente a análises de agrotóxicos. Obrigada Profe, sua ajuda foi essencial.

Agraço ao Jonas Simon Dugatto, por ter sanado minhas dúvidas referentes aos equipamentos do laboratório, os quais utilizei durante este ano, e também na análise de agrotóxicos.

Agradeço a minhas amigas Taísa Pereira Welter e Raíssa Engroff Guimarães por terem me ajudado nas análises de minha pesquisa.

Agradeço ao professor Bruno München Wenzel, o qual me deu a oportunidade de participar de sua pesquisa como bolsista e assim, surgiu a minha paixão pela pesquisa.

Agradeço a todas as pessoas envolvidas na consolidação da nossa querida Universidade Federal da Fronteira Sul, *campus* Cerro Largo, aonde tive a oportunidade de conhecer muitas pessoas incríveis e abrir expandir meu horizonte em forma de conhecimento.

Agradeço também a todos que de alguma forma estiveram envolvidos em minha jornada, até este momento, e a aqueles que sempre me apoiaram e continuarão me aconselhando e desejando que eu trace o melhor caminho.

Muito obrigada a todos.

“A água beneficia todas as coisas: a terra, as plantas, os animais, o ar (evitando que ele fique seco demais). A água entra e sai em todos os organismos, em todas as manifestações da Terra. É pela ação da água que tudo se renova”. (OTSU, 1958).

RESUMO

A água faz parte das necessidades básicas dos seres humanos, porém em virtude da sua poluição e contaminação, comumente faz-se necessário o tratamento das águas de abastecimento, no entanto, a instalação de uma Estação de Tratamento de Água (ETA) por sistema convencional não é uma realidade das comunidades rurais e propriedades isoladas. Neste sentido, o presente trabalho objetivou analisar a qualidade da água de abastecimento de uma comunidade rural, pré e pós implementação da tecnologia de Coluna de Adsorção em Leito Fixo de Carvão Ativado Granular (CALF-CAG) no local, com intuito de verificar a sua eficiência, bem como o atendimento ao estabelecido na Portaria de Consolidação N° 05/2017 do Ministério da Saúde (MS). Para tanto, foi confeccionada uma CALF-CAG, com tubulação de diâmetro nominal de 100 mm, de volume total aproximado de 18.800 cm³, com taxa de aplicação superficial (TAS) de 1 m³ m⁻² d⁻¹, e piezômetros para medição da perda de carga. No fundo da CALF-CAG, foram inseridos 15 cm de seixos rolados que foram adicionados para formar a camada de suporte e, acima desta, 50 cm de CAG, proveniente do epicarpo do babaçu com granulometrias de 2,00 mm; 1,40 mm; 1,19 mm e; 0,425 mm. A CALF-CAG foi instalada a jusante de uma caixa d'água, a qual abastecia a CALF-CAG por meio da ação gravitacional, e uma caixa d'água a jusante da CALF-CAG para fins de coleta da água após o tratamento. A eficiência da CALF-CAG foi avaliada por meio da determinação pré e pós-tratamento considerando os seguintes parâmetros: temperatura, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica, salinidade, potencial hidrogeniônico (pH) e perda de carga, a cada 48 h *in situ*; e para sólidos totais, cor, turbidez, absorvância, coliformes totais e *Escherichia coli* foram coletadas amostras a cada 48 h e o armazenamento destas sob refrigeração (< 4 °C) para realizar análises *ex situ*, no Laboratório de Águas e Ecotoxicologia da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) *Campus* Cerro Largo/RS. Sendo assim, percebeu-se que a lavagem do CAG não foi eficiente na remoção de impurezas do mesmo, pois os valores de cor e turbidez na saída da CALF-CAG foram muito maiores que na entrada, este problema, solucionado após se realizar a retrolavagem. Em ambos os períodos de operação, ocorreram variações na perda de carga, em função das variações climáticas. Devido à baixa turbidez a colmatção ocorreu após 92 dias, e após a retrolavagem, a operação teve que ser encerrada por ocorrer eutrofização. A água de abastecimento da comunidade rural apresentou-se com qualidade dentro do exigido pela Portaria de Consolidação N° 05/2017 do MS, exceto para coliformes totais e *Escherichia coli*. Na primeira etapa após tratamento, ocorreu uma redução de temperatura, OD, condutividade elétrica, potencial hidrogeniônico, absorvância; ocorreu

um aumento dos parâmetros, cor aparente, turbidez, sólidos totais; e não tiveram variação para a salinidade. Contudo, após a retrolavagem, teve-se uma redução dos parâmetros OD, condutividade elétrica, potencial hidrogeniônico, sólidos totais e absorvância; um aumento dos parâmetros de temperatura, e não tiveram variação as amostras de salinidade, cor aparente, turbidez. Nas análises em relação à agrotóxicos, as concentrações estavam dentro do permitido pela Portaria de Consolidação Nº 05/2017 e pela Portaria Nº 320/2014 do SES. A CALF-CAG foi eficiente na redução dos compostos de agrotóxicos na maioria das análises. Apesar disso, percebeu-se que a dessorção de agrotóxicos ocorreu conjuntamente com aumento de sólidos totais presentes na água bruta, demonstrando que os mesmos competem com os agrotóxicos mesmo já adsorvidos no CAG. De modo geral podemos concluir que a tecnologia de adsorção foi eficiente na redução dos parâmetros físicos, químicos e de agrotóxicos das águas de abastecimento da comunidade rural. Como perspectivas futuras, sugere-se a realização de da estrutura da camada suporte, como a adição de areia antes do CAG, para verificar se o arrasto de partículas do CAG pode ser reduzido.

Palavras chave: Abastecimento de água. Tratamento de água. Sistemas descentralizados. Adsorção.

ABSTRACT

The water is part of the basic needs of human beings, but due to its pollution and contamination, it is usually necessary to treat the water supply, however, the installation of a Water Treatment Plant (ETA) by conventional system is not a reality for rural communities and isolated properties. In this sense, the present work aimed to analyze the water quality of a rural community, pre and post implementation of the Granular Activated Carbon Adsorption Column (CALF-CAG) on the site, in order to verify its efficiency, as well as the compromise with what is established with the Ministry of Health (MS) Consolidation Ordinance N° 05/2017. For this purpose, a CALF-CAG was fabricated, with a nominal diameter of 100 mm, an approximate total volume of 18.800 cm³, a surface application rate (TAS) of 1 m³ m⁻² d⁻¹, and piezometers for cargo loss. At the bottom of the CALF-CAG were placed 15 cm of rolled pebbles to form the support layer and, above this, 50 cm of CAG, coming from the babassu epicarp with granulometries of 2,00 mm; 1,40 mm; 1,19 mm e; 0,425 mm. CALF-CAG was installed downstream of a water tank, which supplied the CALF-CAG by gravitational force, and a water tank downstream from CALF-CAG for the purpose of collecting water after treatment. The efficiency of the CALF-CAG was evaluated by pre and post-treatment considering the following parameters: temperature, dissolved oxygen (DO), electrical conductivity, salinity, hydrogenation potential (pH) and loss of load, every 48 h *in situ*; and for total solids, color, turbidity, absorbance, total coliforms and *Escherichia coli* samples were collected every 48 h and stored under refrigeration (< 4 °C) for *ex situ* analysis in the Laboratory of Water and Ecotoxicology of the Federal University of the Southern Frontier (UFFS) Campus Cerro Largo / RS. Thus, it was observed that the CAG washing was not efficient in removing impurities, since the color and turbidity values at the exit of the CALF-CAG were much larger than in the entrance, this problem, after the backwashing, was solved. In both periods of operation, there were variations in the loss of load, due to climatic variations. Due to the low turbidity the clogging occurred after 92 days, and after backwashing, the operation had to be waxed because of eutrophication. The water without any treatment of the rural community present quality within the required by the Consolidation Ordinance N° 05/2017 of the MS, except for total coliforms and *Escherichia coli*. In the first step after treatment, there was a reduction in temperature, OD, electrical conductivity hydrogenation potential, absorbance; there was an increase in the following parameters: apparent color, turbidity and total solids; and for salinity the lowest variation occurred. After the backwashing, there was a reduction of OD, electrical conductivity, hydrogenation

potential, total solids and absorbance; an increase in parameters temperature and salinity; apparent color and turbidity were not variable. In the agROTOXIC analyzes, the concentrations were within the limits allowed by Consolidation Ordinance N° 05/2017 and by Ordinance N° 320/2014 of SES. The CALF-CAG was efficient in reducing pesticide compounds in most analyzes. However, it was observed that the desorption of agrochemicals occurred together with the increase of total solids present in the raw water, demonstrating that they compete with the pesticides even already adsorbed in the CAG. Thus, it can be said that, in general, the adsorption technology was efficient in reducing the physical, chemical and agrochemical parameters of the supply waters of the rural community. However, it is suggested that the structure of the carrier layer, such as the addition of sand prior to CAG, be performed to verify if the trawl of CAG particles is reduced.

Keywords: Water supply. Water treatment. Decentralized systems. Adsorption.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – LOCALIZAÇÃO DA RESIDÊNCIA DE DANILO JOÃO KAUFMANN EM RELAÇÃO AO MUNICÍPIO DE CAMPINA DAS MISSÕES – RS.....	42
FIGURA 2 – POÇO DE CAPTAÇÃO DE ÁGUA DA ASSOCIAÇÃO COMANDAÍ, CAMPINA DAS MISSÕES - RS	43
FIGURA 3 – LOCAL DE INSTALAÇÃO DA CALF-CAG DE TRATAMENTO DE ÁGUA.....	44
FIGURA 4 – CONSTRUÇÃO DA CALF-CAG, (A) CORTES PARA COLOCAÇÃO DO VIDRO, (B) FUIROS E COLOCAÇÃO DOS PIEZÔMETROS.	45
FIGURA 5 – REPRESENTAÇÃO DAS ESTRUTURAS DE ABERTURA PARA A ENTRADA DA ÁGUA (A), ABERTURA PARA RETROLAVAGEM (B) E DISPOSITIVO DE CONTROLE DA DISTRIBUIÇÃO DA QUEDA DA ÁGUA (C).	46
FIGURA 6 – ESTRUTURAS DE SUPORTE DA CALF-CAG DE TRATAMENTO DE ÁGUA.	47
FIGURA 7 – CALF-CAG INSTALADA E EM FASE DE OPERAÇÃO.....	48
FIGURA 8 – LAVAGEM E MEDIÇÃO DO PH DO CARVÃO ATIVADO GRANULAR.....	49
FIGURA 9 – SISTEMA DE FILTRAÇÃO DAS AMOSTRAS.	52
FIGURA 10 – SISTEMA DE EXTRAÇÃO EM FASE SÓLIDA.	53
FIGURA 11 – SISTEMA DE LIQUEFAÇÃO E PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS.	54
FIGURA 12 – VARIAÇÃO DA TEMPERATURA DA ÁGUA NA ENTRADA E NA SAÍDA DA CALF-CAG NA PRIMEIRA FASE.	58
FIGURA 13 - VARIAÇÃO DA TEMPERATURA DA ÁGUA NA ENTRADA E NA SAÍDA DA CALF-CAG APÓS A RETROLAVAGEM.....	59
FIGURA 14 – VARIAÇÃO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA ÁGUA, NA ENTRADA E NA SAÍDA DA CALF-CAG, NA ETAPA 1.....	62
FIGURA 15 - VARIAÇÃO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA ÁGUA, NA ENTRADA E NA SAÍDA DA CALF-CAG, NA ETAPA 2.....	63
FIGURA 16 – VARIAÇÃO DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA DA ÁGUA, NA ENTRADA E NA SAÍDA DA CALF-CAG, ANTES DO PROCESSO DE RETROLAVAGEM.	66
FIGURA 17 – VARIAÇÃO DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA DA ÁGUA, NA ENTRADA E NA SAÍDA DA CALF-CAG, NA ETAPA 2.....	67
FIGURA 18 - VARIAÇÃO DA SALINIDADE DA ÁGUA, NA ENTRADA E NA SAÍDA DA CALF-CAG, NA ETAPA 1.....	69
FIGURA 19 - VARIAÇÃO DA SALINIDADE DA ÁGUA, NA ENTRADA E NA SAÍDA DA CALF-CAG, NA ETAPA 2.....	70

FIGURA 20 - VARIAÇÃO DO PH DA ÁGUA, NA ENTRADA E NA SAÍDA DA CALF-CAG, NA ETAPA 1.....	72
FIGURA 21 - VARIAÇÃO DO PH DA ÁGUA, NA ENTRADA E NA SAÍDA DA CALF-CAG, NA ETAPA 2.....	73
FIGURA 22 – PERDA DE CARGA NO SISTEMA CALF-CAG, NA ETAPA 1.	75
FIGURA 23 – VARIAÇÃO DA PERDA DE CARGA DO SISTEMA CALF-CAG, NA ETAPA 2.	76
FIGURA 24 – VARIAÇÃO COR APARENTE DA ÁGUA, NA ENTRADA E NA SAÍDA DA CALF-CAG, ANTES DO PROCESSO DE RETROLAVAGEM.....	79
FIGURA 25 – VARIAÇÃO DA COR APARENTE DA ÁGUA, NA ENTRADA E NA SAÍDA DA CALF-CAG, APÓS A RETROLAVAGEM.....	80
FIGURA 26 - VARIAÇÃO DA TURBIDEZ DA ÁGUA, NA ENTRADA E NA SAÍDA DA CALF-CAG, ANTES DO PROCESSO DE RETROLAVAGEM.	82
FIGURA 27 - VARIAÇÃO DA TURBIDEZ DA ÁGUA, NA ENTRADA E NA SAÍDA DA CALF-CAG, NA ETAPA 2.....	83
FIGURA 28 - DESENVOLVIMENTO DE COLÔNIAS DE ALGAS VERDES (LIMO) NO FINAL DA OPERAÇÃO DA CALF-CAG, APÓS A RETROLAVAGEM.	85
FIGURA 29 - VARIAÇÃO DA ABSORVÂNCIA (λ – 254 NM) DA ÁGUA, NA ENTRADA E NA SAÍDA DA CALF-CAG, NA ETAPA 1.....	86
FIGURA 30 – VARIAÇÃO DA ABSORBÊNCIA (λ – 254 NM) DA ÁGUA, NA ENTRADA E NA SAÍDA DA CALF-CAG, APÓS A RETROLAVAGEM.	87
FIGURA 31 - VARIAÇÃO DOS SÓLIDOS TOTAIS DA ÁGUA, NA ENTRADA E NA SAÍDA DA CALF-CAG, NA ETAPA 1.....	90
FIGURA 32 – VARIAÇÃO DOS SÓLIDOS TOTAIS DA ÁGUA, NA ENTRADA E NA SAÍDA DA CALF-CAG, NA ETAPA 2.....	91

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – VALORES MÁXIMOS PERMITIDOS DE ALGUNS PADRÕES DE POTABILIDADE PRESENTES NA PORTARIA DE CONSOLIDAÇÃO Nº 05/2017 DO MS.....	40
TABELA 2 – PADRÃO DE POTABILIDADE DE ALGUNS AGROTÓXICOS CITADOS NA PORTARIA DE CONSOLIDAÇÃO Nº 05/2017 DO MS E OUTROS CONHECIDOS, COM RESPECTIVO NÚMERO DE REFERÊNCIA.....	41
TABELA 3 – PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS ANALISADOS.....	51
TABELA 4 – CARACTERÍSTICA DOS AGROTÓXICOS DE ACORDO COM A AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (2003A).....	55
TABELA 5 - TEMPERATURA DA ÁGUA NA ENTRADA E NA SAÍDA DA GALF-CAG DURANTE A PRIMEIRA ETAPA.	58
TABELA 6 - TEMPERATURA DA ÁGUA NA ENTRADA E NA SAÍDA DA CALF-CAG APÓS A RETROLAVAGEM.	59
TABELA 7 - OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA ÁGUA DA ENTRADA E DA SAÍDA DA GALF-CAG DURANTE A PRIMEIRA ETAPA.....	61
TABELA 8 - VARIAÇÃO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA ÁGUA, NA ENTRADA E NA SAÍDA DA CALF-CAG, APÓS A RETROLAVAGEM.....	62
TABELA 9 – CONDUTIVIDADE ELÉTRICA DA ÁGUA, DA ENTRADA E DA SAÍDA DA GALF-CAG, DURANTE A PRIMEIRA ETAPA.....	65
TABELA 10 – VARIAÇÃO DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA DA ÁGUA, NA ENTRADA E NA SAÍDA DA CALF-CAG, NA ETAPA 2.....	66
TABELA 11 – SALINIDADE DA ÁGUA, DA ENTRADA E DA SAÍDA DA GALF-CAG, DURANTE A PRIMEIRA ETAPA.	69
TABELA 12 - VARIAÇÃO DA SALINIDADE DA ÁGUA, NA ENTRADA E NA SAÍDA DA CALF-CAG, NA ETAPA 2.....	70
TABELA 13 – VARIAÇÃO DO PH DA ÁGUA, NA ENTRADA E NA SAÍDA DA GALF-CAG, DURANTE A PRIMEIRA ETAPA.	72
TABELA 14 – VARIAÇÃO DO PH DA ÁGUA, NA ENTRADA E NA SAÍDA DA CALF-CAG, NA ETAPA 2.	73
TABELA 15 – PERDA DE CARGA DO SISTEMA GALF-CAG, DURANTE A PRIMEIRA ETAPA.....	75
TABELA 16 – VARIAÇÃO DA PERDA DE CARGA DO SISTEMA DA CALF-CAG, APÓS A RETROLAVAGEM.	76
TABELA 17 – COR APARENTE DA ÁGUA, NA ENTRADA E NA SAÍDA DA GALF-CAG, A ETAPA 1.....	79

TABELA 18 – VARIAÇÃO DA COR APARENTE DA ÁGUA, NA ENTRADA E NA SAÍDA DA CALF-CAG, APÓS A RETROLAVAGEM.....	80
TABELA 19 – TURBIDEZ DA ÁGUA, NA ENTRADA E NA SAÍDA DA CALF-CAG, DURANTE A PRIMEIRA ETAPA.	82
TABELA 20 - VARIAÇÃO DA TURBIDEZ DA ÁGUA, NA ENTRADA E NA SAÍDA DA CALF-CAG, NA ETAPA 2.....	83
TABELA 21 – ABSORVÂNCIA (λ – 254 NM) DA ÁGUA, DA ENTRADA E DA SAÍDA DA CALF-CAG, DURANTE A PRIMEIRA ETAPA.	86
TABELA 22 – VARIAÇÃO DA ABSORVÂNCIA (λ – 254 NM) DA ÁGUA, NA ENTRADA E NA SAÍDA DA CALF-CAG, APÓS A RETROLAVAGEM.....	87
TABELA 23 – SÓLIDOS TOTAIS DA ÁGUA, DA ENTRADA E DA SAÍDA DA CALF-CAG, DURANTE A PRIMEIRA ETAPA.	89
TABELA 24 – VARIAÇÃO DOS SÓLIDOS TOTAIS DA ÁGUA, NA ENTRADA E NA SAÍDA DA CALF-CAG, NA ETAPA 2.....	90
TABELA 25 – ANÁLISE DA PRESENÇA DE COLIFORMES TOTAIS E ESCHERICHIA COLI NA ÁGUA BRUTA E TRATADA PELA CALF-CAG.....	92
TABELA 26 - CARACTERÍSTICAS DOS COMPOSTOS E LINEARIDADE DA VALIDAÇÃO DO MÉTODO DE DETERMINAÇÃO DE AGROTÓXICOS.....	94
TABELA 27 – QUANTIFICAÇÃO DOS AGROTÓXICOS ANALISADOS E COMPARAÇÃO COM A PORTARIA DE CONSOLIDAÇÃO Nº 05/2017 DO MS E COM A PORTARIA Nº 320/2014 DA SES...	96

LISTA DE SIGLAS

a. C.	Antes de Cristo;
CA	Carvão Ativado
CAG	Carvão ativado granular
CALF-CAG	Colunas de Adsorção em Leito Fixo de Carvão Ativado Granular
CAP	Carvão ativado em pó
CLAF-EM	Cromatógrafo Líquido de Alta Eficiência acoplado a Espectrômetro de Massas
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CORSAN	Companhia Riograndense de Saneamento
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
d.C.	Depois de Cristo
DQO	Demanda química de oxigênio
DPR	Desvio padrão relativo
EFS	Extração em Fase Sólida
FMI	Fundo Monetário Internacional
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LQm	Limite de quantificação do método
MON	Matéria orgânica natural
MS	Ministério da Saúde
OD	Oxigênio Dissolvido
ONUBR	Organização das Nações Unidas no Brasil
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
pH	Potencial hidrogeniônico
PNMA	Política Nacional do Meio Ambiente
PVC	Policloreto de Vinila
RS	Rio Grande do Sul
SES	Secretaria de Estado da Saúde do Rio Grande do Sul
SUS	Sistema Único de Saúde
TAS	Taxa de aplicação superficial
VMP	Valor máximo permitido
uH	Unidade Hazen
UT	Unidades de Turbidez

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	20
1.1 OBJETIVOS	21
1.1.1 OBJETIVO GERAL	21
1.1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	21
2 REFERENCIAL TEÓRICO.....	24
2.1 ÁGUAS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO.....	24
2.2 QUALIDADE DAS ÁGUAS DE CONSUMO HUMANO	29
2.2.1 A PRESENÇA DE AGROTÓXICOS EM ÁGUAS UTILIZADAS PARA O CONSUMO HUMANO	32
2.3 TECNOLOGIA DE ADSORÇÃO EM LEITO FIXO DE CARVÃO ATIVADO GRANULAR.....	34
2.3.1 LEITO FIXO DE CARVÃO ATIVADO GRANULAR.....	35
2.3.2 ADSORÇÃO COMPETITIVA	36
2.4 ASPECTOS LEGAIS	38
3 MATERIAIS E MÉTODOS	42
3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	42
3.2 COLUNA DE LEITO FIXO DE CARVÃO ATIVADO	44
3.2.1 PREPARAÇÃO DO CARVÃO ATIVADO GRANULAR	49
3.2.2 RETROLAVAGEM.....	50
3.3 COLETA E ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA.....	50
3.3.1 PREPARAÇÃO, DETECÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DE AGROTÓXICOS	52
3.3.2 VALIDAÇÃO DE MÉTODOS CROMATOGRAFICOS	56
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	57
4.1 OPERAÇÃO DA CALF-CAG	57
4.2 TEMPERATURA.....	57
4.3 OXIGÊNIO DISSOLVIDO.....	61
4.4 CONDUTIVIDADE ELÉTRICA.....	64
4.5 SALINIDADE	68
4.6 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO.....	71
4.7 PERDA DE CARGA.....	74
4.8 COR APARENTE.....	78
4.9 TURBIDEZ	81
4.10 ABSORVÂNCIA (λ – 254 NM).....	85

4.11	SÓLIDOS TOTAIS E SEDIMENTÁVEIS	88
4.12	COLIFORMES TOTAIS E <i>ESCHERICHIA COLI</i>	92
4.13	ANÁLISES DE AGROTÓXICOS.....	93
4.13.1	VALIDAÇÃO DO MÉTODO	93
4.13.2	VERIFICAÇÃO DE AGROTÓXICO NAS AMOSTRAS	95
5	CONCLUSÃO	100
	REFERÊNCIAS.....	102

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso indispensável para a sobrevivência do ser humano e se encontra dentro de um grupo maior de necessidades, o saneamento básico, responsável pela saúde e bem estar da população dentro de uma comunidade. Contudo, inicialmente, reunidos em pequenos grupos, os homens se deslocavam de uma região a outra, em busca de alimentos e se concentravam perto de fontes de água, mas essa forma de sobrevivência mudou quando os grupos se tornaram maiores e descobriram as técnicas de plantio. A partir de então, precisaram desenvolver técnicas de abastecimento e melhorias da qualidade da água, pois identificaram que a água era uma fonte de transmissão de doenças.

Certamente, com o aumento populacional é necessária uma maior disponibilidade de recursos hídricos e ao mesmo instante, ocorre um aumento da poluição dos corpos d'água superficiais e subterrâneos, por meio do lançamento de dejetos de forma ilegal nos corpos d'água e solos, impossibilitando o consumo da água sem um adequado tratamento.

Uma questão atualmente bastante discutida é a presença de contaminantes emergentes na água de consumo humano, pois é mais uma via de contaminação do homem e um problema de saúde pública, uma vez que esses poluentes causam diversos distúrbios quando o ser humano os consome de forma indireta (alimentos e água contaminados). Dentre estes contaminantes, os agrotóxicos tem merecido destaque, devido a sua improvável remoção das águas por tratamentos convencionais e os efeitos adversos à saúde que estes causam, como cânceres, problemas no sistema nervoso e má formação de fetos.

Para realizar o tratamento de água utiliza-se no Brasil principalmente o sistema convencional, que ocorre por meio dos seguintes processos: coagulação, floculação, decantação e desinfecção. Este sistema pode ser ainda, composto por uma pré-oxidação e adição de carvão ativado em pó ou granular para facilitar a remoção de partículas. Contudo, os sistemas convencionais não são eficientes na remoção de diversos compostos orgânicos sintéticos, como os agrotóxicos, fazendo-se necessária a adoção de tecnologias mais apropriadas para remover poluentes específicos, as quais são comumente conhecidas por tratamentos de água avançados e dentre estas se destaca a adsorção por carvão ativado (CA).

O carvão ativado granular (CAG) aplicado em sistemas de tratamento de águas de abastecimento público, como em colunas de adsorção em leito fixo de carvão ativado granular (CALF-CAG), demonstrou possuir alta eficiência na remoção de agrotóxicos, baixa formação de subprodutos e reduzida taxa de uso de CAG por volume de água tratada. Contudo, é

necessário realizar estudos específicos nos locais de implementação da CALF-CAG para verificar a capacidade de remoção de compostos específicos.

Na busca da resolução do problema da inviabilidade de instalação de sistemas convencionais de tratamento de água em meio rural, estuda-se a eficiência de sistemas individuais de adsorção em CALF-CAG. Sendo assim, realizar testes com um piloto da CALF-CAG, instalada no ambiente de interesse real de tratamento de água, é a forma mais adequada de verificar a eficiência de remoção dos compostos presentes na água, como os agrotóxicos, e verificar a interferência dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos na eficiência de operação da CALF-CAG.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Este trabalho tem como objetivo implantar e monitorar a tecnologia de adsorção em Leito Fixo de Carvão Ativado Granular, em meio rural, para fins de potabilização da água de abastecimento público.

1.1.2 Objetivos Específicos

- a) Construir uma CALF-CAG em escala piloto para fins de tratamento de água de abastecimento público;
- b) Preparar o adsorvente (CAG) proveniente do epicarpo do babaçu para uso na CALF-CAG considerando a classificação granulométrica e os procedimentos descritos na Norma D6586 (ASTM, 2014);
- c) Monitorar os parâmetros operacionais da CALF-CAG, tais como a perda de carga (m) e a colmatção;
- d) Avaliar a eficiência da CALF-CAG por meio das propriedades físicas, químicas e microbiológicas da água: temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg L^{-1}), condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), salinidade (‰), potencial hidrogeniônico (pH), cor aparente (uH), turbidez (uT), absorvância ($\lambda - 254 \text{ nm}$), sólidos totais e sedimentáveis (mg L^{-1}), coliformes totais e *Escherichia coli* (positivo ou negativo), de amostras da água bruta e após tratamento pela CALF-CAG, comparando os valores com a Portaria de Consolidação Nº 05/2017 (BRASIL, 2017), e;

e) Determinar a presença dos agrotóxicos Atrazina, Azoxistrobina, Ciproconazol, Clomazona, Difenconazol, Fipronil, Imazetapir, Malationa, Metsulfurom-Metílico, Penoxsulam, Piraclostrobina, Pirimicarbe, Profenofós, Propanil, Propiconazol, Simazina e Tiabendazol, na água de abastecimento, bem como a eficiência de remoção dos mesmos pela CALF-CAG.

1.2 JUSTIFICATIVA

A Constituição Federal (1988) estabeleceu que todos os seres humanos devem ter direito de desfrutar de um meio ambiente ecologicamente equilibrado, visto que o mesmo é necessário para manter a qualidade de vida da população (BRASIL, 1998).

Não obstante, para que a população tenha qualidade de vida, é preciso garantir o direito à saúde, que envolve, dentre outros aspectos, o saneamento básico adequado que, por sua vez, abrange a qualidade das águas de abastecimento público (HELLER; PÁDUA, 2006). Para aferição da potabilidade da água é por meio de análises laboratoriais, onde é feita a verificação da presença de substâncias e microrganismos acima de valores permitidos pelas legislações, afetando, de forma negativa, a saúde da população (DI BERNARDO; DANTAS, 2005a).

Em geral, o tratamento de águas é realizado por sistema convencional, mas este sistema não é eficiente na remoção de micropoluentes e, devido à comprovação dos malefícios que os contaminantes emergentes provocam quando são consumidos por meio da ingestão de águas contaminadas, como, por exemplo, os agrotóxicos, é necessário verificar outras tecnologias capazes de reter esses contaminantes (CHANG; LIN; CHEN, 2011). Assim, a situação se agrava quando não há qualquer tratamento, realidade de muitas comunidades do interior do Brasil.

Um sistema que se demonstrou eficiente em estudos de Alves et al. (2018 a) e Freihardt, Jekel e Ruhl (2017) na remoção de micropoluentes, como agrotóxicos, foi a CALF-CAG. Contudo, para verificar a eficiência real da CALF-CAG, é necessário levar em consideração as características da água a ser tratada, pois parâmetros como pH, cor aparente, turbidez e matéria orgânica interferiram na remoção dos contaminantes de interesse (ALVES et al., 2018; CHANG; LIN; CHEN, 2011).

Portanto, este trabalho justifica-se devido à necessidade de monitorar a qualidade das águas de abastecimento público rural e de se buscar alternativa tecnológicas de potabilização,

especialmente em meio rural e/ou residências isoladas, onde por vezes não há viabilidade de instalação de um sistema de tratamento convencional.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

Neste item, serão apresentadas as principais definições, características e problemáticas das águas de abastecimento público, e que demonstrando a necessidade de realizar melhorias no tratamento de águas, fundamentando a execução deste trabalho de pesquisa.

2.1 ÁGUAS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO

A definição de águas de abastecimento público se encontra dentro de um grupo maior, o saneamento público, que compreende a situação do meio ambiente em que o ser humano se insere, levando em consideração as condições que esse espaço exerce sobre a saúde e bem estar das populações. Portanto, saneamento básico é o conjunto de cinco principais fatores: abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza pública, drenagem pluvial e controle de vetores (HELLER; PÁDUA, 2006).

A água é um recurso indispensável para o ser humano e a sua utilização para o abastecimento público corresponde ao seu uso mais nobre (BASSOI, 2005). Por essa importância, principalmente, o ser humano abandonou a vida nômade e passou a viver em comunidade e de forma sedentária (HELLER; PÁDUA, 2006).

De acordo com Heller e Pádua (2006), por meio de diversos registros, verificou-se o desenvolvimento das técnicas de abastecimento e o aumento da consciência a respeito da qualidade da água para a saúde humana. Essas mudanças nos hábitos surgiram com o aumento de indivíduos presentes nas comunidades e passaram a sentir a necessidade de desenvolver outras formas de abastecer as comunidades, além do equacionamento e cuidado como uso/consumo de água. Existem registros do período antes de Cristo onde se fez possível verificar os avanços quanto ao abastecimento da água às populações, bem como as preocupações em relação a sua potabilidade, conforme descrito no Quadro 1.

Além dos aspectos relacionados ao abastecimento e a potabilidade, considera-se ainda que a racionalidade em relação ao consumo da água se deve a reduzida quantidade de água superficial de qualidade e fácil captação. Conforme Mano, Pacheco e Bonelli (2010), o Planeta Terra apresenta 70 % de sua superfície coberta por água, distribuídas entre oceanos, mares, rios, lagos e águas subterrâneas. De toda a água, apenas 4,9 % são águas doces e o restante se encontra em oceanos e mares. Dessa água doce, somente 0,2 % está disponível em rios e lagos, 68 % encontram-se como águas subterrâneas e o restante, em estado sólido. Mas

essa informação, por muitos séculos não era conhecida pela humanidade, pois a água era considerada como um recurso autossustentável devido sua capacidade de autodepuração. Perceberam então, que a autodepuração não era suficientemente rápida quando altas cargas de poluentes eram lançadas.

O Brasil dispõe de 13,8 % da água doce total disponível na forma de águas superficiais e subterrâneas no Planeta Terra (BRASIL, 2007). Assim, a população possui grande quantidade de água para abastecimento, contudo mal distribuído internamente: a região Norte que apresenta menor densidade demográfica (6,98 % da população brasileira) possui a maior disponibilidade hídrica do país, enquanto que a região do nordeste possui menor disponibilidade hídrica per capita, sendo que alguns estados encontram-se em situações críticas. Mesmo possuindo essa desigual distribuição, muitos anos após a colonização foram necessários para aplicar normas e leis de preservação de mananciais e de saneamento básico Philippi Jr. e Martins (2005).

No século XIX, a Europa adotou argumentos sanitários, econômicos e políticos após confirmações científicas do controle de epidemias através das implantações de redes de esgotos e tratamento das águas (MURTHA; CASTRO; HELLER, 2015). Influenciados pelos europeus, no Brasil, os primeiros documentos ambientais e naturalistas são das primeiras décadas de 1800, na época do Império, enviados a D. João VI e D. Pedro II. Esses relatos de alerta destacam a preocupação com a qualidade e quantidade de recursos hídricos, conservação de florestas para proteção dos mananciais e saneamento das cidades, escritos por naturalistas trazidos ao Brasil (SANTOS, 2004). Portanto, de acordo com Murtha, Castro e Heller, (2015), as primeiras instalações de abastecimento de água foram instaladas por empresas privadas, como nos casos de Pernambuco (1838), Alagoas (1846), Maranhão (1855), Porto Alegre (1861) e Salvador (1852).

Posteriormente, na década de 1930, havia um grande acúmulo de experiências em torno do planejamento das águas doces e passaram a levar em conta, para muitos projetos e decisões, a demanda e usos das águas, analisando a qualidade e quantidade da água disponível (SANTOS, 2004).

Quadro 1 - Eventos relevantes na história de abastecimento de água.

Data	Evento
c. 5000 a.C.	Colonização da planície de aluvial da Mesopotâmia por grupos que praticavam a irrigação.
c. 3200 a.C.	Utilização de sistemas de águas e drenagem no Vale Hindus.
c. 2750 a.C.	Utilização de tubulações em cobre no palácio do faraó Chéops.
c. 2600 a.C.	Existência de reservatório de terra e captação subterrânea pelos orientais.
c. 2500 a.C.	Uso de métodos de perfuração para obter água subterrânea por egípcios e chineses.
c. 2000 a.C.	Utilização de sulfato de alumínio na clarificação da água pelos egípcios.
c. 2000 a.C.	Escritos em sânscrito sobre cuidados com a água de beber (armazenar em vasos de cobre, filtração através de carvão, purificação por fervura no fogo, por aquecimento no sol ou por introdução de uma barra de ferro aquecida na massa líquida, seguida por filtração em areia e cascalho grosso).
c. 1500 a.C.	Utilização da decantação para a purificação da água pelos egípcios.
c. 691 a.C.	Construção do aqueduto de Jerwan (Assíria), constituinte do primeiro sistema público de abastecimento de água conhecido.
c. 580 a.C.	Obras de elevação de água do rio Eufrates, para alimentar as fontes dos famosos jardins suspensos da Babilônia, no império de Nabucodonosor.
c. 330 a.C.	Utilização da roda hidráulica pelos gregos em seus domínios no Oriente Médio.
c. 250 a.C.	Enunciado de princípios da Hidrostática por Arquimedes no seu "Tratado sobre corpos flutuantes".
c. 250 a.C.	Invenção da bomba parafuso, por Arquimedes.
Até o século III d.C.	No período, a população de Roma totalizava entre 700000 e 1000000 de habitantes e no tempo de Constantino (306-337 d.C.), a cidade possuía 247 reservatórios, 11 grandes termas, 926 banheiros públicos e 1212 chafarizes.
1126	Perfuração do primeiro poço artesiano jorrante, na cidade de Artois, na França.
1620	Início da construção do aqueduto do rio Carioca, para abastecimento da cidade do Rio de Janeiro (por Aires Saldanha). Comprimento de 270 m e altura de 18 m (concluída em 1723).
1664	Invenção e instalação de tubos de ferro fundido moldado (por Johan Jordan - França).
1723	Primeiro sistema coletivo de abastecimento de água no Rio de Janeiro – Brasil.
1804	Construção da primeira instalação coletiva de tratamento de água para consumo humano, por meio de filtro lento (por John Gibb, na Escócia).
1846 - 1862	A cólera mata 180 mil pessoas na Europa, tendo sido comprovada a sua origem na água, em Londres, por John Snow.
1905	Primeira aplicação do cloro como desinfetante de água de abastecimento, feita por Sir Alexander Houston ("o pai da cloração"), na Inglaterra.

Fonte: adaptado de Heller e Pádua, 2006. Nota: c.: cerca de; a. C.: antes de Cristo; d.C: depois de Cristo.

Diante das diversas modificações do pensamento ambiental mundial e pressão dos bancos internacionais, o Brasil passou a se adequar a esses avanços posteriores a 1930, com a implantação do Código das Águas, do Código Florestal e da Lei de Proteção a Fauna. No final da década de 1970 e início de 1980 passou-se a debater com maior intensidade os problemas ambientais, enfatizando a proteção dos recursos hídricos, essenciais para o abastecimento público. Portanto, em 1981 foi criada a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), instituída por meio da Lei Federal nº 6.938/1981 (SANTOS, 2004).

A partir da década de 1990, o Brasil passou a valorizar com maior intensidade as questões de saneamento público, principalmente pela imposição do Fundo Monetário Internacional (FMI) para realizações de empréstimos. A universalização assegurou os direitos do ser humano ao acesso à água potável e ao esgotamento sanitário, tornando um direito de todos os cidadãos o acesso a esses serviços, mas o usuário deve se comprometer em realizar a conexão ao sistema e se dispor a pagar uma tarifa pelo serviço de tratamento prestado (BRASIL, 2009).

Dentre os sistemas de abastecimento público os mananciais superficiais são os mais utilizados como fonte de fornecimento de água, contudo, devido à contaminação dos mesmos, e por vezes a reduzida disponibilidade de vazão para captação e abastecimento público, bem como a distância dos rios em relação aos centros urbanos, exigiu outra forma de abastecimento de água, como por exemplo, a utilização de águas subterrâneas. Em nível mundial, países como a Dinamarca, Islândia, Bélgica, Austrália e Luxemburgo possuem mais de 50 % do abastecimento público de águas providas de poços subterrâneos (NIXON et al., 2000).

De acordo com os dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2008), no Brasil 99,4 % dos municípios realizava o abastecimento de água por rede geral de distribuição no ano de 2008, demonstram que esses sistemas são considerados mais interessantes, visto a facilidade na proteção do manancial, o controle de qualidade da água fornecida ao consumidor e a menor utilização de recursos humanos e financeiros (BRASIL, 2004). Em parte, os sistemas individuais são considerados, como soluções precárias para centros urbanos, mas indicados e utilizados para áreas rurais onde a população encontra-se dispersa, em comunidades urbanas com características rurais e por fim, para centros urbanos em casos de problemas no sistema coletivo.

Levando em consideração as tecnologias eficientes no tratamento e com menores custos com tratamento e operação disponíveis no Brasil, para realizar o abastecimento de água com boas condições sanitárias, deve ser levada em consideração a qualidade dos mananciais

de captação da mesma, de acordo com o apresentado na Resolução Nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Nesta resolução, os mananciais de água doce são classificados como Classe Especial, Classe 1, Classe 2 e Classe 3 podem ser utilizadas para abastecimento público após apenas desinfecção para a primeira e após tratamento simplificado; convencional; e convencional ou avançado respectivamente para as outras três classes, respectivamente. A Classe 4 não pode ser utilizada para abastecimento, mesmo após tratamento, elas podem apenas serem destinadas a navegação e harmonia paisagística. Para realizar essa classificação existe a definição de parâmetros físicos, químicos e biológicos a serem analisados, bem como os valores máximos permitidos para cada classe (BRASIL, 2005).

Apesar de existir a legislação para potabilização da água de abastecimento, de acordo com os dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – PNSB (BRASIL, 2008), dos municípios que possuem abastecimento por rede geral de distribuição, 87,2 % distribuem a água totalmente tratada. Além disso, a maioria dos municípios utilizam mais de uma fonte de captação de água bruta para suprir o sistema de abastecimento, como utilizando a captação em poços profundos juntamente com a captação superficial. Em cidades brasileiras que não possuem planejamento para utilizar fontes de captação alternativas, acabam realizando o abastecimento intermitente de água, principalmente em períodos secos, devido ao fato de haver uma grande população para abastecer e possuírem apenas um sistema centralizado de abastecimento (BRITTO; MAIELLO; QUINTSLR, 2018).

No estado do Rio Grande do Sul, de acordo com a Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN), os primeiros projetos de saneamento surgiram nas cidades de Porto Alegre (1864) e Rio Grande (1877). Em 1917, devido a diversos problemas sanitários em várias cidades gaúchas, foi criada a Comissão de Saneamento, com objetivo do Estado coordenar, instruir e fiscalizar a implantação de sistemas de tratamento de água e esgoto. Alguns anos depois, a Comissão passou a ser chamada de Diretoria de Saneamento e Urbanismo da Secretaria de Obras Públicas, transferindo a responsabilidade pela implantação do serviço ao órgão estadual (CORSAN, 2018).

Com o crescimento das cidades rio-grandenses, o Estado optou por criar uma empresa estatal para melhor tomar conta da demanda de saneamento urbano, a CORSAN, oficialmente instalada em março de 1966. Atualmente a CORSAN é responsável por abastecer aproximadamente 6 milhões de pessoas, em 316 municípios gaúchos (CORSAN, 2018), representando 99,7 % dos municípios atendidos por serviços de abastecimento de água no RS (BRASIL, 2008).

Contudo, o abastecimento de comunidades do interior não é realizado por uma companhia de abastecimento público, na maioria das cidades brasileiras. Assim, uma alternativa é a criação de poços subterrâneos para captação de águas, como é o caso do interior da cidade de Campina das Missões (ECOMASTER, 2014). A água desses poços aparentemente apresenta boa qualidade, porém é necessário realizar análises para verificar se não existe contaminação, principalmente quando há indústrias ou atividade agrícola intensa próximo ao ponto de captação, podendo ocasionar risco a saúde dos consumidores (NATAL; MENEZES; MUCCI, 2005).

2.2 QUALIDADE DAS ÁGUAS DE CONSUMO HUMANO

O conceito de qualidade das águas refere-se à confiabilidade do seu uso em termos de saúde humana e o conceito de potabilidade significa à inexistência de contaminantes microbiológicos e toxicológicos (PHILIPPI JR.; SILVEIRA, 2005). Assim, para consumo humano, devem ser removidas ou reduzidas a concentrações de quaisquer substâncias químicas e microrganismos, até que não prejudiquem a saúde humana, (DI BERNARDO; DANTAS, 2005a).

De acordo com Santos (2004), a qualidade de qualquer fenômeno pode ser representada por um indicador de qualidade com características que demonstram sua relevância, mensurabilidade, confiabilidade, estabilidade, representatividade e eficiência. Também é importante que seja possível realizar comparações entre resultados obtidos com os indicadores escolhidos e valores de referência, além desses resultados não apresentarem redundâncias.

Em geral, os indicadores analisados em qualquer corpo hídrico são: pH (potencial hidrogeniônico), temperatura, turbidez, cor, sólidos totais, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total, fósforo total, coliformes totais e coliformes fecais (SANTOS, 2004). Após a análise dos indicadores consulta-se a legislação para verificar se estes se encontram dentro dos valores padrões estabelecidos. Esses padrões provêm de conhecimento científico que correlacionam os efeitos dos indicadores sobre o ecossistema e a saúde humana (PHILIPPI JR.; SILVEIRA, 2005). Ainda, a qualidade da água está diretamente relacionada com a proteção da saúde humana e o consumo de águas contaminadas pode ser uma via de transmissão de doenças, causando inclusive a morte (HELLER; PÁDUA, 2006).

Grande parte das doenças, nos países em desenvolvimento são provenientes da péssima qualidade da água de abastecimento público. De acordo com Di Bernardo e Dantas (2005a), algumas das doenças de transmissão hídrica são as febres tifoides e paratífoides, disenterias bacilar e amebiana, cólera, esquistossomose, hepatite infecciosa, giardíase, criptosporidiose, cáries dentárias (falta de flúor na água), fluorose (excesso de flúor), saturnismo (decorrente do chumbo), metahemoglobinemia (teor elevado de nitratos), além de outras doenças relacionadas com substâncias tóxicas. No Brasil cerca de 60 % das internações hospitalares estão relacionadas com as deficiências do saneamento básico, sendo 90 % das doenças ocorrem devido à má qualidade das águas de abastecimento.

Segundo Philippi Jr. e Malheiros (2005), o tratamento da água para torná-la apropriada ao consumo humano é uma preocupação e aplicação antiga. Contudo, ela ainda se apresenta de forma tímida como uma questão de preocupação e obstáculo no desenvolvimento de uma cidade. De acordo com a Organização das Nações Unidas no Brasil (ONUBR), um bilhão de pessoas não possuem acesso ao abastecimento de água suficiente, devido ao inadequado abastecimento que pode ser pelo uso ineficiente, poluição das águas e superexploração das reservas de águas subterrâneas (ONUBR, 2017).

Muitos sistemas coletivos ou individuais ainda apresentam carências nas instalações de abastecimento de água de qualidade, devido a deficiências nos sistemas ou ainda pelo fato de localizar-se a distância da rede de distribuição coletiva ou por tratamento (HELLER; PÁDUA, 2006). Para piorar a situação, a industrialização e o aumento populacional intensificaram a contaminação de mananciais superficiais e subterrâneos, prejudicando ainda mais a saúde pública de localidades que não possuem sistemas de tratamento e distribuição de água adequada (DI BERNARDO; DANTAS, 2005a).

Dentre as formas de poluição das águas, pode-se citar o lançamento de esgoto sanitário sem devido tratamento aos rios e ao solo, contaminando também o lençol freático. Esse fato ainda é preocupante no Brasil, pois, conforme a PNSB (IBGE, 2008), apenas 55,2 % da população tinha acesso à rede geral coletora e 28,5 % dos municípios realizava algum tratamento de seu efluente doméstico. Mas essa não é a única causa de poluição das águas, visto que existem diversos meios, como afirma Bassoi (2005), a qualidade das águas pode ser comprometida por diversas formas de poluição: poluição natural, lançamento de esgotos domésticos, efluentes industriais e devido à drenagem de áreas agrícolas e urbanas, tais como:

a) Poluição natural dos mananciais superficiais e subterrâneos ocorre devido ao arraste de partículas orgânicas e inorgânicas por meio das águas pluviais. Essa forma de poluição dificilmente altera significativamente as propriedades da água;

b) Poluição devido ao lançamento de esgotos domésticos, tratados ou não, causam alterações nas características físicas, químicas e biológicas dos corpos hídricos.

c) Poluição devido ao lançamento de efluentes industriais depende da natureza do processo industrial, variando suas características de acordo com o produto. Esse efluente pode conter altas concentrações de sólidos suspensos, matéria orgânica, metais pesados, compostos tóxicos, mutagênicos, entre outros.

d) A poluição devido a drenagens de áreas urbanas ou agrícolas ocorre devido ao carregamento pelas chuvas de materiais acumulados e depositados pelo ser humano sobre o solo. Na área urbana, geralmente as impurezas são carregadas pelos bueiros de drenagem urbana para os mananciais, enquanto que na área agrícola podem ser transportados fertilizantes, defensivos agrícolas e partículas do solo para os mananciais devido a remoção da vegetação, ocasionando erosão, ou ainda deslocam-se para o subsolo por meio da infiltração.

Considerando-se ainda, que a necessidade e o consumo de água potável estão crescendo ligeiramente, principalmente pelo aumento da população, maior consumo *per capita* e aumento das atividades econômicas. Desde 1940 o consumo de água doce passível de consumo mundial, cresceu 2,5 % ao ano e, conseqüentemente, a disponibilidade de água doce vem se reduzindo (UN, 1997 apud PHILIPPI JR., MALHEIROS, 2005).

Em território brasileiro, com maior facilidade encontram-se disponíveis estudos referentes à disponibilidade e qualidade de águas superficiais, e raros casos de estudos sobre águas subterrâneas, mesmo estas sendo tão importantes e consumidas por muitas décadas. Isso também se deve a complexidade para realizar o estudo do aquífero ao quais os poços pertencem (SANTOS, 2004). Segundo o mesmo autor, a rede de monitoramento da qualidade da água em território brasileiro também é insuficiente, e quando há dados de uma determinada região hidrográfica, a amostra é irregular e o número de parâmetros analisados é variável. Tratando de águas subterrâneas, os dados apresentam erros grosseiros por serem realizados pontualmente, na maioria dos casos, por não considerarem a hidrogeologia, mapeamento do aquífero, altura do lençol freático e estado de contaminação. Essas deficiências se devem principalmente ao alto custo para a realização dos estudos e do tempo necessário.

De acordo com ECOMASTER (2014), no município de Campina das Missões - RS, a área rural é abastecida por águas provenientes de 37 poços tubulares. Cada comunidade possui um responsável por verificar a operação e executar ou informar a prefeitura, as manutenções necessárias no processo de captação e distribuição da água. O monitoramento da qualidade da água é realizado periodicamente por funcionários da Vigilância Sanitária da Prefeitura Municipal. Nas análises de 2012, verificou-se a presença de coliformes totais e

coliformes termotolerantes na maioria dos poços e no estudo realizado por Agnes (2017), todos os poços utilizados para o abastecimento público rural desta cidade estavam em desacordo com os valores máximos permitidos (VMP) para coliformes totais, preconizados pela Portaria de Consolidação Nº 05/2017 do Ministério da Saúde (MS).

De acordo com Philippi Jr. e Silveira (2005), independente da fonte de captação de água, ainda há dificuldades em diversas localidades referentes ao abastecimento de água com qualidade para a população e principalmente em atualizar os padrões de qualidade da água, adicionando VMP de outros compostos que causa degradação da saúde humana, cientificamente comprovados, como os contaminantes emergentes.

2.2.1 A presença de agrotóxicos em águas utilizadas para o consumo humano

Na década de 1960, a “revolução verde” incentivou o desenvolvimento da monocultura e o uso intensivo de agrotóxicos, por meio de isenções fiscais. Esse incentivo influenciou para a dependência dos agentes químicos de controle de ervas daninhas e pragas e, conseqüentemente, a situação de consumo de agrotóxicos tornou-se preocupante: o Brasil atingiu o topo do ranking mundial, aplicando 19 % do total consumido no mundo. Esse crescimento é bem representado ao observar o aumento do consumo entre os anos de 2000 e 2010: o mercado nacional de consumo de agrotóxicos teve um aumento de 190 %, contra a média mundial de 93 % e, em 2013, a relação de comercialização de agrotóxicos por área cultivada passou a ser de 16,44 kg ha⁻¹ (UFPR, 2012; BRASIL, 2016a).

De acordo com Libânio (2010), no ano de 2008 no Brasil movimentou-se aproximadamente R\$ 10,3 bilhões em venda de agrotóxicos, sendo 5,2 % de faturamento da indústria química, 45 % em herbicidas, 28 % inseticidas e 21 % em fungicidas.

Os agrotóxicos podem ser classificados como, organoclorados (Hexaclorobenzeno - BHC e Diclorodifeniltricloroetano - DDT) proibidos no Brasil desde 1963, organofosforados, organonitrogenados e carbamatos. Mesmo proibidos no Brasil, ainda encontra-se organoclorados em amostras de água, devido à contaminação ao longo dos anos, que foram causadas pela extensiva aplicação agrícola e industrial, além da aplicação direta em lagos e rios para combater distintos organismos (LIBÂNIO, 2010).

Um grave problema referente à utilização de agrotóxicos é a presença de seus resíduos no meio ambiente, com destaque para a contaminação das águas utilizadas para o consumo humano, tornando-se desta forma um problema de saúde pública. Portanto, tal forma de contaminação passou a ser um tema de interesse da população, das autoridades e de todos

envolvidos nas questões de qualidade da água, produção de água potável, tratamento de águas residuais, reutilização de água e saúde pública (CHANG; LIN; CHEN, 2011; BARRIUSO et al., 1996; KARABELAS; PLAKAS, 2011).

Os agrotóxicos, assim como demais poluentes e contaminantes emergentes, podem causar diversos problemas à saúde, mesmo estando presentes em baixas concentrações ou após anos de sua utilização. Dentre as potenciais doenças relacionadas à exposição e ao consumo indireto de agrotóxicos (ingestão de alimentos, exposição no meio ambiente e consumo de águas com resíduos de agrotóxicos), podem ser citados o câncer, a má formação genética, problemas no neuro-desenvolvimento, Alzheimer, Parkinson e distúrbios em geral (KARABELAS; PLAKAS, 2011; UNITED NATIONS, 2017).

O uso de agrotóxicos é uma ameaça para a água potável, principalmente em áreas que utilizam águas subterrâneas para abastecimento, pois, mesmo depois de anos sem aplicação, ainda podem ser encontrados resíduos desses em poços de águas subterrâneas, devido a sua difícil biodegradação. A exemplo disso pode-se destacar o caso da União Europeia que banuiu o uso da Atrazina em 2004, mas foi ainda detectado este agrotóxico em alguns poços de águas subterrâneas (AVIVA GLASER, 2006 apud UNITED NATIONS, 2017). Segundo o mesmo autor, o uso de agrotóxicos causa a morte de 200 mil pessoas por intoxicação aguda todo ano, sendo 90 % das mortes em países em desenvolvimento.

A União Europeia possui uma ampla legislação referentes ao controle do uso de agrotóxicos e residuais presentes no meio ambiente que deixa claro a grande preocupação dos países desenvolvidos em relação a estes compostos, ao contrário de grande parte dos países em desenvolvimento (KARABELAS; PLAKAS, 2011). Neste sentido, existe a necessidade de melhorar o controle, a regulamentação e orientar os produtores sobre as melhores práticas de uso dos agrotóxicos para assim evitar a contaminação do meio ambiente. Juntamente com essas preocupações é preciso com urgência a determinação e remoção dos agrotóxicos da água potável. Está é a tarefa mais complicada, pois há uma grande variação destes compostos químicos sintéticos presentes nos agrotóxicos e espalhados no meio.

No Brasil, no tratamento de água para abastecimento público comumente é aplicado o sistema convencional (coagulação, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção), no entanto esses processos não são eficientes na remoção de contaminantes inorgânicos, orgânicos e resíduos de micropoluentes, como por exemplo, os agrotóxicos, fazendo-se necessária a utilização de tecnologias avançadas, tal como a adsorção em leito fixo de CAG (PROJETO PROSAB, 2003; CHANG; LIN; CHEN, 2011; MENYA, 2018; DI BERNARDO; DANTAS, 2005b).

2.3 TECNOLOGIA DE ADSORÇÃO EM LEITO FIXO DE CARVÃO ATIVADO GRANULAR

O uso de CA como adsorvente como tecnologia de polimento da qualidade da água, também chamada de tratamentos avançado tem se destacado, principalmente quando considerado a remoção de substâncias orgânicas e micropoluentes em águas utilizadas para o consumo humano (KARABELAS; PLAKAS, 2011; LIBÂNIO, 2010; DI BERNARDO; DANTAS, 2005b).

O CA se apresenta em duas formas principais, o carvão ativado em pó (CAP) e o carvão ativado granular (CAG). A aplicação do CAP na potabilização da água comumente é realizada em suspensão e adicionada em águas brutas ou pré-oxidadas, enquanto que o CAG é usualmente sugerido a sua aplicação em colunas de leito fixo, geralmente após o tratamento convencional. A utilização do CAP habitualmente é sazonal, sem grandes alterações na estrutura da estação de tratamento se comparado ao CAG, no entanto gera maior quantidade de lodo. Por outro lado, o CAG é mais eficiente na adsorção de poluentes emergente ao longo do tempo ou ao considerar uma poluição contínua destas águas (DI BERNARDO; DANTAS, 2005b).

A produção do carvão ativado, indiferente de CAP ou CAG consiste em carbonização e ativação, em que a primeira etapa é usualmente feita na ausência de ar (pirolise), em temperaturas variando entre 500 e 800 °C, com objetivo de remover o material volátil da matéria-prima e gerar uma estrutura porosa. A ativação (oxidação) é realizada com gases oxidantes, com temperaturas de 800 a 900 °C, com intuito de desenvolver melhor esses poros (DI BERNARDO; DANTAS, 2005b; DANISH; AHMAD, 2018).

De acordo com Di Bernardo e Dantas (2005b), no Brasil, o processo de adsorção de substâncias orgânicas com CA é o mais aplicado, devido à eficiência de remoção de substâncias que causam sabor e odor, cor, mutagenicidade e toxicidade. Contudo, não é todo CA (granular ou em pó) que irá adsorver qualquer substância, a adsorção depende das propriedades do adsorvente (CA) e do adsorvato (moléculas que são adsorvidas). Sendo assim, a porosidade, a estrutura, origem e preparação do CA são características importantes a serem consideradas na escolha do adsorvente, pois cada família de CA possui sua própria estrutura (MARSH; RODRÍGUEZ-REINOSO, 2006).

A utilização de técnicas de adsorção com CA é considerada uma das melhores tecnologias para remover micropoluentes das águas, além de ser um método ecológico e com grande aplicação para a remoção de agrotóxicos, entretanto pode ser considerado um

tratamento de alto custo. No entanto, passou-se a manipular materiais considerados como a casca de arroz, restos de madeira, casca de coco, coco de babaçu, resíduos agrícolas, verificando que os mesmos tornavam-se adsorventes de baixo custo e alta eficiência, além de deixam de ser um problema para a agricultura (CHANG; LIN; CHEN, 2011; MENYA, 2018; DI BERNARDO; DANTAS, 2005b).

Em quanto o CAP é aplicado na forma pulverizada para a remoção de micropoluentes na água, o CAG pode ser aplicado em CALF-CAG, com intuito de melhorar a potabilidade da água de abastecimento público e também remover micropoluentes, tais como os agrotóxicos em águas utilizadas para o consumo humano Alves et al. (2018). Segundo os mesmos autores a tecnologia de adsorção em leito fixo de CAG demonstrou-se eficiente na remoção de agrotóxicos das águas, entretanto a dinâmica de funcionamento desta tecnologia ainda não está elucidada na literatura atual, especialmente devido as especificidades das relações adsorvato (contaminantes) e adsorvente (CAG).

2.3.1 Leito fixo de carvão ativado granular

As CALF-CAG apresentaram resultados satisfatórios na remoção de micropoluentes, como agrotóxicos (ALVES et al., 2018), e antibióticos, como ciprofloxacina (DARWEESH; AHMED, 2017), assim como demais micropoluentes orgânicos (FREIHARDT; JEKEL; RUHL, 2017). Estas colunas têm sido empregadas em sistemas de tratamento de água pelo fato de possuir alta eficiência de remoção de micropoluentes.

Dentre as grandes vantagens das tecnologias quando utilizado o CAG, pode-se citar que estão relacionadas à baixa formação de subprodutos e a reduzida taxa de uso de CAG por volume de água tratada (RUHL et al., 2014; ALVES et al., 2018). Como principais desvantagens destaca-se a necessidade de estudos específicos no local de implantação desta tecnologia, especialmente para se identificar a capacidade de remoção de compostos de interesse. Segundo os mesmos autores, a utilização de CALF-CAG na remoção de agrotóxicos de águas de abastecimento apresenta boa eficiência e a sua aplicação é considerada relevante, uma vez que estes compostos são frequentemente utilizados na agricultura brasileira e, o excesso ou mal uso destes compostos acarreta na contaminação das utilizadas para o abastecimento público.

No entanto, as características dos poluentes que se deseja remover da água não são as únicas a serem consideradas. Também devem ser avaliadas as características do adsorvente e os compostos presentes na água, antes do tratamento por meio da CALF-CAG. Observar as

alterações nos parâmetros temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica e a carga de matéria orgânica natural (MON) durante o processo de tratamento são necessários, pois a medida que variam podem interferir na remoção de substâncias específicas. Este acompanhamento é preciso para relacioná-lo ao comportamento da remoção dos micropoluentes de interesse pelo CAG (ALVES et al., 2018; CHANG; LIN; CHEN, 2011).

De acordo com os estudos de Darweesh e Ahmed (2017), altas taxas de fluxo volumétrico e a concentração, além de reduzida altura do leito fixo de CAG aceleram o deslocamento dos adsorvatos, com menor probabilidade de remoção destes. Portanto, aumentar a quantidade de CAG dispondo-o de forma vertical, diminuir o diâmetro e acrescentar a altura do leito fixo de CAG, permite um maior tempo de contato e disponibilidade de sítios para à adsorção.

O tempo de contato de leito vazio na CALF-CAG, além da qualidade da água bruta taxa de fluxo também são considerados parâmetros importantes. Cada micropoluento possui diferentes comportamentos no leito fixo de CAG e, conseqüentemente, podem ser adsorvidos pelo leito ou arrastados ligeiramente para o fundo da coluna de tratamento (KENNEDY et al., 2015; ALVES et al. 2018).

De acordo com Freihardt, Jekel e Ruhl (2017), existem diversos estudos aplicando leito fixo de CAG para melhorar a qualidade da água, os quais têm se mostrado eficientes para a remoção de partículas e/ou micropoluentes que não seriam retidos com alta eficiência em sistema convencional de potabilização de água. No entanto, os testes realizados geralmente são em escala laboratorial, ou seja, em escala reduzida, podendo não representar a autentica situação das escalas reais expostas ao meio ambiente com suas variações climáticas.

2.3.2 Adsorção competitiva

Um dos problemas relacionados com a utilização do CAG como adsorvente em leito fixo para potabilização de água é a presença de matérias orgânicas naturais (MON), que acabam dificultando a remoção dos micropoluentes por meio da competição entre ambos pelos sítios livres do CA (YU, 2007 apud HU et al. 2014). Ainda de acordo com Hu et al. (2014), a MON é uma mistura heterogênea de substâncias húmicas, ácidos hidrofilicos, proteínas, lipídios, entre outros compostos.

Existem duas formas de competição, a competição direta na parte externa do poro e o bloqueio da entrada dos poros, sendo o peso molecular das partículas orgânicas a propriedade

mais competitiva (HU et al., 2014). Geralmente a competição local entre as diferentes partículas acontecem na região em que os poros estão disponíveis aos dois, enquanto o bloqueio dos poros acontece quando são obstruídos de MON, impedindo aos micropoluentes de chegarem às regiões mais internas do carvão (PELEKANI; SNOEYINK, 1999).

De acordo com Pelekani e Snoeyink (1999), a distribuição do tamanho dos poros do adsorvente é uma das propriedades mais importante do adsorvente. É por meio da distribuição dos poros que se determina a fração do volume total de poros que poderão ser utilizados por adsorvatos de distintos tamanhos. Tais adsorvatos são preferencialmente atraídos e adsorvidos por poros com tamanhos semelhantes por meio de forças potenciais, como ligações de hidrogênio, interações dipolo-dipolo e forças de Van der Waals (VALENCIA, 2007).

Quanto menor o diâmetro médio das partículas de CAG, maior eficiência na remoção de micropoluentes, isso devido à existência de uma maior área superficial total disponível para o contato com outras substâncias (ALVES et al., 2018; PETRIE et al., 1993). Os microporos formam a maior área superficial interna do CA e conseqüentemente são os maiores responsáveis pela adsorção, contudo a falta de mesoporos disponíveis poderá comprometer o processo adsorativo. Os micropoluentes apresentam a ordem de grandeza dos microporos, porém em concentração menor que a matéria orgânica presente na água. Portanto, ocorre uma grande competição na adsorção, pois a MON acabam tendo vantagem na ocupação do sítio disponível, bloqueando a passagem e impedindo que os micropoluentes cheguem aos microporos mais profundos (PELEKANI; SNOEYINK, 1999).

Estudos como o de Hu et al. (2014) e Alves et al. (2018) apontaram essa competição dos microporos. No primeiro caso, testes rápidos em coluna de escala reduzida com CA pulverizado foram realizados, e a prévia remoção da MON resultou em melhores resultados para a remoção de micropoluentes, comprovando a competição dos poros entre as substâncias. No segundo estudo, mesmo após a água superficial passar por sistema de tratamento convencional, foi identificado que a saturação do CAG aconteceu tanto pela remoção de micropoluentes específicos, quanto pela MON presente na água tratada.

Portanto, na tentativa de remover micropoluentes utilizando tecnologias de adsorção em leito fixo de CAG, é importante identificar a qualidade da água a ser tratada (MENYA et al. 2018; ; ALVES et al., 2018). Assim, têm-se as propriedades físicas e químicas da água, podendo relaciona-las com a presença de MON e a eficiência do processo de tratamento referente a compostos específicos. Também, por meio da determinação da qualidade da água faz-se possível prever a formação de biofilme na coluna de adsorção, que pode ser prejudicial para a remoção dos poluentes de interesse.

2.4 ASPECTOS LEGAIS

A Constituição Federal (1988), no Art. 6º do Capítulo II, dispõe que todos devem ter acesso aos direitos sociais como a educação, saúde, alimentação, trabalho, moradia, lazer, segurança, entre outros direitos (BRASIL, 1998). No Capítulo IV, prevê também que “Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações”.

O saneamento básico é um dos níveis que expressa saúde e está descrito no Art. 3º da Lei nº 8.080/1990:

“[...] tendo saúde como determinantes e condicionantes, entre outros, a alimentação, a moradia, o saneamento básico, o meio ambiente, o trabalho, a renda, a educação, a atividade física, o transporte, o lazer e o acesso aos bens e serviços essenciais”. A participação na criação e execução de políticas de saneamento básico é um dos campos de atuação do Sistema Único de Saúde (SUS), também por essa lei (BRASIL, 1990).

O CONAMA prevê em algumas resoluções à proteção das águas superficiais e subterrâneas, referente à qualidade e quantidade. Dentre estas, a Resolução Nº 357/2005, define padrões, parâmetros e diretrizes de gestão do lançamento de efluentes, além de estabelecer quais as condições que os efluentes devem atender para serem lançados em corpos hídricos sem causar danos à saúde ambiental, definindo por meio dos VPM, destacando ainda, que os órgãos competentes podem tornar esses valores mais restritivos (BRASIL, 2005), e a Resolução Nº 430/2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução Nº 357/2005 (BRASIL, 2011).

Com a necessidade de permitir o abastecimento de águas com qualidade e realizar a vigilância da qualidade e padrão de potabilidade, foi instituída a Portaria Nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde, e de acordo com seu Art. 5º do Capítulo II, atualmente inserida no Cap. 5, Art. 128, Anexo XX, da Portaria de Consolidação 05/2017 (BRASIL, 2017), água para consumo humano e água potável apresentam as seguintes definições:

- I - água para consumo humano: água potável destinada à ingestão, preparação e produção de alimentos e à higiene pessoal, independentemente da sua origem;
- II - água potável: água que atenda ao padrão de potabilidade estabelecido nesta Portaria e que não ofereça riscos à saúde;
- III - padrão de potabilidade: conjunto de valores permitidos como parâmetro da qualidade da água para consumo humano, conforme definido nesta Portaria (BRASIL, 2017).

Ainda neste da Portaria de Consolidação Nº 05/2017 (BRASIL, 2017), é apresentado o conceito de sistema de abastecimento de água para consumo humano, solução alternativa coletiva de água para consumo humano e a solução alternativa individual de abastecimento de água para consumo humano:

[...] VI - sistema de abastecimento de água para consumo humano: instalação composta por um conjunto de obras civis, materiais e equipamentos, desde a zona de captação até as ligações prediais, destinada à produção e ao fornecimento coletivo de água potável, por meio de rede de distribuição;

VII - solução alternativa coletiva de abastecimento de água para consumo humano: modalidade de abastecimento coletivo destinada a fornecer água potável, com captação subterrânea ou superficial, com ou sem canalização e sem rede de distribuição;

VIII - solução alternativa individual de abastecimento de água para consumo humano: modalidade de abastecimento de água para consumo humano que atenda a domicílios residenciais com uma única família, incluindo seus agregados familiares (BRASIL, 2017).

O controle da qualidade da água é competência do responsável pelo sistema ou solução alternativa de abastecimento de água. Assim, cabe à Secretaria de Saúde dos Municípios realizarem a vigilância da qualidade da água disponibilizada aos seus munícipes, inspecionando a qualidade e as práticas operacionais do sistema ou alternativa coletiva de abastecimento (BRASIL, 2017).

Conforme o Art. 24, presente no Anexo XX do Capítulo V da Portaria de Consolidação 05/2017, do MS, “Toda água para consumo humano, oferecida coletivamente, deverá passar por processos de desinfecção ou cloração”. Também cabe aos responsáveis pelo controle de qualidade da água, em locais supridos tanto por mananciais superficiais quanto subterrâneos, coletar amostras da água bruta para realizar análises e verificar a qualidade da água no ponto de captação (BRASIL, 2017).

Ainda no Anexo XX da referida portaria, são apresentados VMP de substâncias, fatores químicos, físicos e biológicos, que norteiam os padrões de qualidade para as águas de abastecimento. Podem ser citados a temperatura da água, pH, turbidez e compostos químicos orgânicos e inorgânicos (BRASIL, 2017). Na Tabela 1 a seguir encontram-se alguns dos principais parâmetros que devem ser analisados, respectivos valores máximos permitidos.

Tabela 1 – Valores máximos permitidos de alguns padrões de potabilidade presentes na Portaria de Consolidação N° 05/2017 do MS.

Parâmetro	Água tratada VMP ⁽¹⁾	Unidade
Coliformes totais	Ausência em 100 mL	-
<i>Escherichia coli</i>	Ausência em 100 mL	-
Cor aparente	15	uH
pH	6,0 a 9,5	-
Turbidez ⁽³⁾	5,0	UT
Oxigênio dissolvido	> 5,0	mg L ⁻¹ O ₂
Sólidos totais	-	mg L ⁻¹
Absorvância	-	λ – 254 nm
Temperatura	-	°C
Condutividade elétrica	-	uS cm ⁻¹

Fonte: Adaptado da Portaria N° 05/2017 do MS. Nota: (1) Valor máximo permitido; (2) Turbidez para águas subterrâneas sem desinfecção.

Há também 27 compostos da classe de agrotóxicos, com seus respectivos VMP, citados na Portaria de Consolidação N° 05/2017 do MS (BRASIL, 2017). Entretanto, de acordo com Bombardi (2017), a quantidade em números ainda é pequena em relação ao número total de compostos existente e o VMP dos apresentados na legislação é muito brando, quando comparado com os valores aceitos em outros países, como na União Europeia. Este é o caso do Glifosato, que na União Europeia é permitido uma concentração de no máximo 0,1 $\mu\text{g L}^{-1}$, e no Brasil um valor de 500 $\mu\text{g L}^{-1}$.

A fim de restringir a presença de agrotóxicos presentes nas águas de abastecimento público, a Secretaria de Estado da Saúde do Rio Grande do Sul (SES) implementou a Portaria N° 320/2014, onde constam VMP para mais de 40 compostos (RIO GRANDE DO SUL, 2014). Alguns citados nesta legislação e na Portaria de Consolidação N° 05/2017 do MS, além de outros conhecidos, são apresentados na Tabela 2.

Além dos agrotóxicos citados, existem diversos outros utilizados no Brasil. Isso se deve a grande extensão do país, o que proporciona uma diversidade de culturas cultivadas pela grande diferença de terrenos e clima. Sendo assim, a indústria agroquímica vem desenvolvendo rapidamente diversos compostos para serem aplicados em culturas específicas, para determinadas necessidades (combate de insetos ou ervas daninhas) nas diferentes fazes de desenvolvimento das plantações (MIZUKAWA, 2016). Entre tanto, a maior parte deles não possuem VMP e não constam na Portaria de Consolidação N° 05/2017 do MS, justamente por haver a dificuldade em acompanhar o avanço das indústrias agroquímicas pela pesquisa da toxicologia destes compostos.

Tabela 2 – Padrão de potabilidade de alguns agrotóxicos citados na Portaria de Consolidação Nº 05/2017 do MS e outros conhecidos, com respectivo número de referência.

Parâmetro	CAS ⁽¹⁾	P.C. 05/2017 ⁽²⁾ (µg L ⁻¹)	P. 320/2014 ⁽³⁾ (µg L ⁻¹)
Atrazina	1912-24-9	2,0	-
Azoxistrobina	131860-33-8	-	-
Carbofurano	1563-66-2	7,0	-
Ciproconazol	94361-06-5	-	60,0
Clomazona	81777-89-1	-	-
Difenoconazol	119446-68-3	-	60,0
Epoxiconazol	133855-98-8	-	18,0
Endrin	72-20-8	0,6	-
Fipronil	120068-37-3	-	1,2
Imazetapir	81335-77-5	-	1500,0
Malationa	121-75-5	-	-
Metamidofós	10265-92-6	12,0	-
Metsulfurom-metílico	74223-64-6	-	60,0
Molinato	2212-67-1	6,0	-
Penoxsulam	219714-96-2	-	-
Piraclostrobina	175013-18-0	-	-
Pirimicarbe	23103-98-2	-	-
Profenofós	41198-08-7	60,0	-
Propanil	709-98-8	-	-
Propiconazol	60207-90-1	-	-
Simazina	122-34-9	2,0	-
Tiabendazol	148-79-8	-	-

Fonte: Adaptado do Ministério da Saúde, (BRASIL, 2017).

Notas: (1) CAS é o número de referência de compostos e substâncias químicas adotadas pelo Chemical Abstract Service; (2) Valor máximo permitido de acordo com a Portaria de Consolidação Nº 05/2017 do MS; (3) Valor máximo permitido de acordo com a Portaria Nº 320/2014 da SES.

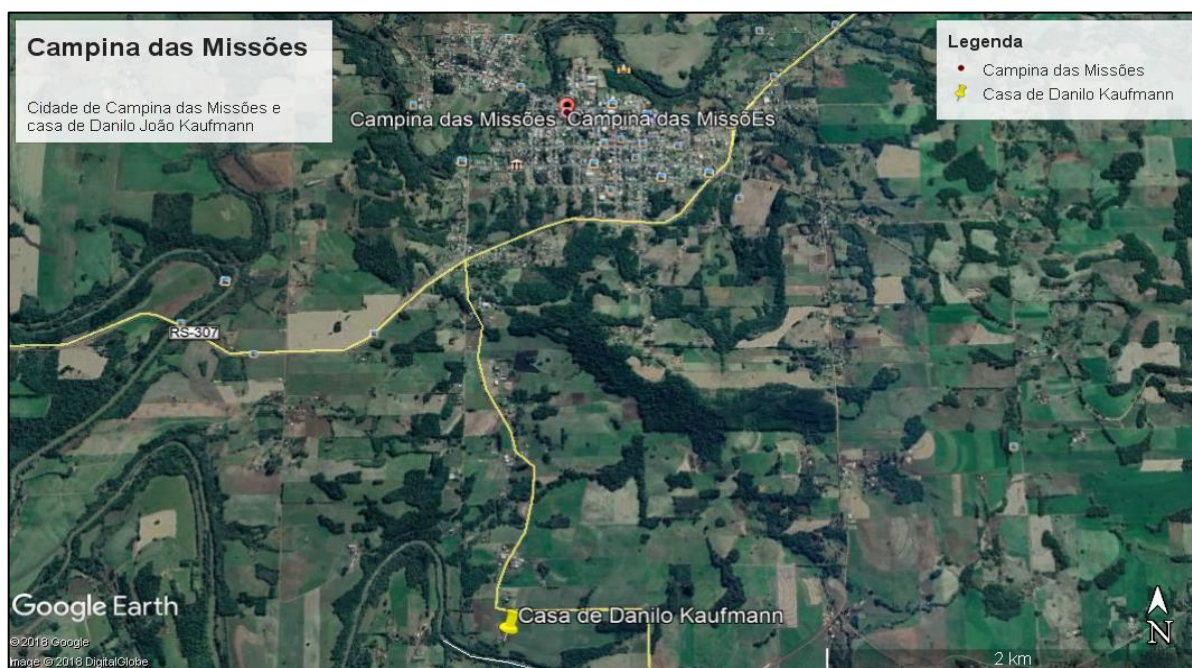
3 MATERIAIS E MÉTODOS

O presente estudo buscou avaliar a eficiência do tratamento de águas com uma CALF-CAG em escala real. Para tal, foi realizado atividades em campo, compreendendo a construção e instalação da CALF-CAG, monitoramento e coleta de amostras da água bruta e tratada, além de análises laboratoriais. Para a realização das análises *ex situ*, utilizou-se a infraestrutura dos Laboratórios da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) – *campus* Cerro Largo - RS, essencialmente o Laboratório de Águas e Ecotoxicologia.

3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo foi realizado na residência de Danilo João Kaufmann, localizada na Linha Níquel Sul, pertencente à Associação Comandaí, do município de Campina das Missões, estado do Rio Grande do Sul. As coordenadas geográficas da residência é de latitude $28^{\circ} 1' 4'' S$ e $54^{\circ} 50' 4'' O$, localizada à aproximadamente 4,3 km da sede do município (Google Earth Pro, 2018). Na Figura 1 é apresentada a localização da residência.

Figura 1 – Localização da residência de Danilo João Kaufmann em relação ao município de Campina das Missões – RS.



Fonte: Google Earth Pro, 2018.

De acordo com o censo demográfico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010b), o Município possuía 6.117 habitantes, e destes, 64,2 % residem na zona rural (IBGE, 2010a). O abastecimento de água canalizado na área rural atinge 97,6 % do território e 98,4 % da região urbana. A população rural é abastecida por poços nos quais a operação e manutenção são realizadas pelas associações comunitárias e o monitoramento é de responsabilidade da Vigilância Sanitária do Município (ECOMASTER, 2014).

O poço de captação da Associação Comandaí se localiza nas coordenadas de latitude 28° 0', 32" S e longitude 54° 50' 52" O (Google Earth Pro, 2018). Na Figura 2 é demonstrado o local de captação de água da Associação Comandaí, a qual abastece a residência onde foi instalada a CALF-CAG.

Figura 2 – Poço de captação de água da Associação Comandaí, Campina das Missões - RS



Fonte: Autora, 2018.

Na Figura 2 é demonstrado que não há nenhum tipo de isolamento da área do poço e a área agricultável mantém-se próximo ao mesmo. Ela também apresenta a deterioração e falta de vedação adequada da estrutura do sistema de captação. Além destes fatores caracterizantes

da captação e distribuição da água, ressalta-se que a água captada e distribuída desta fonte não passa por nenhum processo de tratamento.

3.2 COLUNA DE LEITO FIXO DE CARVÃO ATIVADO

A construção da coluna de leito fixo de carvão ativado obedeceu a Norma ASTM International D6586 (ASTM, 2014), bem como o descrito por Alves (2017), a qual estabelece a prática padrão para a previsão da adsorção de contaminantes no CAG em sistemas aquosos usando testes rápidos de coluna em pequena escala.

Escolheu-se o lado leste da casa para instalar a CALF-CAG devido a posição da caixa d'água de abastecimento da residência, proporcionando uma vantagem em relação a proteção ao calor do sol dos horários de maior radiação, que acabaria aquecendo demasiadamente o sistema. O local da instalação é representado na Figura 3.

Figura 3 – Local de instalação da CALF-CAG de tratamento de água.



Fonte: Autora, 2018.

Para a construção utilizou-se uma tubulação de 100 mm, de Policloreto de Vinila (PVC), com altura total de 2,40 m. Neste foi realizado o corte de três aberturas na parte denominada “frontal”, de 4 cm de comprimento e 38 cm de altura cada uma, com auxílio de uma serra circular, onde foram alocadas tiras de vidro liso (5 x 40 cm), possibilitando a visualização interna e monitoramento da CALF-CAG, até a altura de 2,00 m, conforme apresentado na Figura 4a. Ao lado desta abertura, foi realizada perfurações, de 10 mm de diâmetro e adicionado mangueiras de nível desse diâmetro, a cada 10 cm de altura, totalizando 21 piezômetros. Para impedir a entrada de carvão ativado ou pedriscos nos piezômetros, colocou-se na ponta de cada mangueira um pedaço enrolado de bidim (Figura 4b). Por meio dessas mangueiras pôde-se conferir a perda de carga durante a utilização da CALF-CAG.

Figura 4 – Construção da CALF-CAG, (a) cortes para colocação do vidro, (b) Furos e colocação dos piezômetros.

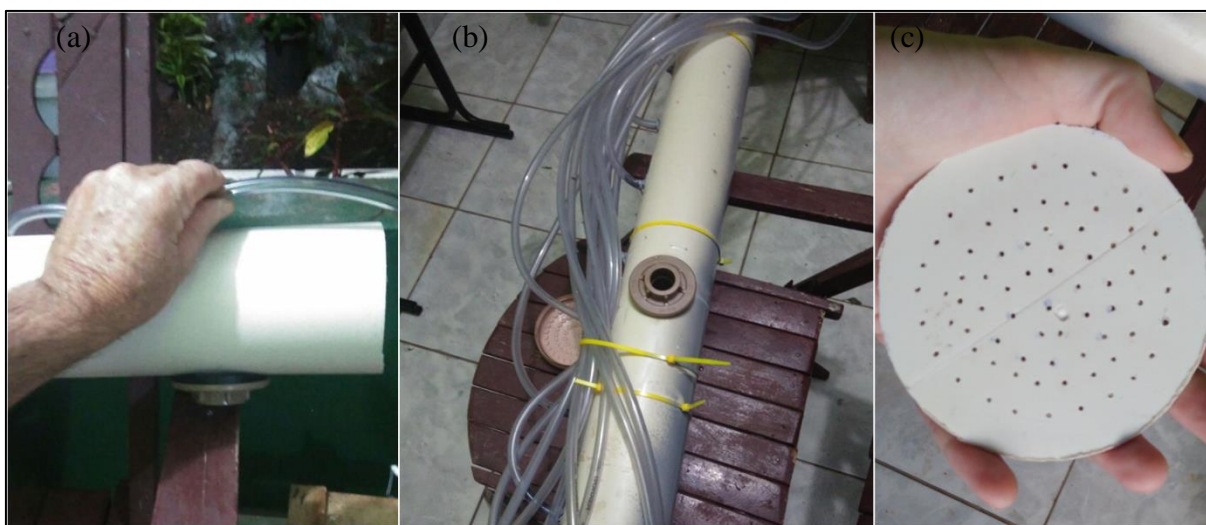


Fonte: Autora, 2018.

Nesta tubulação de PVC também foram feitas duas aberturas, uma no lado oposto das mangueiras de nível (Figura 5a), na altura de 2,40 m e outro no lado oposto da implantação do vidro, em uma altura de 1,15 m, para ficar acima do topo do leito fixo de CAG (Figura 5b). Em ambas as aberturas foram colocadas um adaptador soldável com anel de 25 mm. O primeiro foi destinado à entrada de água da caixa d'água, por meio de uma tubulação de 25 mm, antecedido por um registro, uma torneira e mais outro registro. O segundo teve com objetivo de extravasar a água na retrolavagem, controlado por uma torneira.

Para a entrada de água no topo da CALF-CAG confeccionou-se com uma broca fina e CAP de PVC, um dispositivo com objetivo de distribuir uniformemente a água na CALF-CAG, evitando a pressão da água em apenas um ponto do leito fixo (Figura 5c). Este foi posteriormente fixado a um CAP e sobreposto na CALF-CAG.

Figura 5 – Representação das estruturas de abertura para a entrada da água (a), abertura para retrolavagem (b) e dispositivo de controle da distribuição da queda da água (c).



Fonte: Autora, 2018.

A saída da CALF-CAG contou com um CAP (100 mm) e na parte interna do deste, foi colocado um CAP de 75 mm, o qual foi perfurado e colado de forma invertida. Sobre esse CAP menor, colou-se um pedaço circular de bidim. Tanto o CAP invertido quanto o bidim, foram colocados com objetivo de impedir que a camada suporte ou o CAG passassem para a tubulação de saída.

A CALF-CAG foi instalada na vertical e para fixar e mantê-la nivelada, construiu-se uma estrutura de 3 paletes de madeira e prendeu-se a mesma com anilhas. Nesta estrutura foram fixadas também as mangueiras piezométricas. Para apoiar a CALF-CAG, montou-se um estrutura em madeira (Figura 6). Por debaixo desta estrutura, passava a tubulação de saída

da CALF-CAG, a qual possuía uma altura de 70 cm (em comparação a altura da CALF-CAG) e se direcionado para uma caixa d'água a jusante para o descarte da água tratada.

Figura 6 – Estruturas de suporte da CALF-CAG de tratamento de água.



Fonte: Autora, 2018.

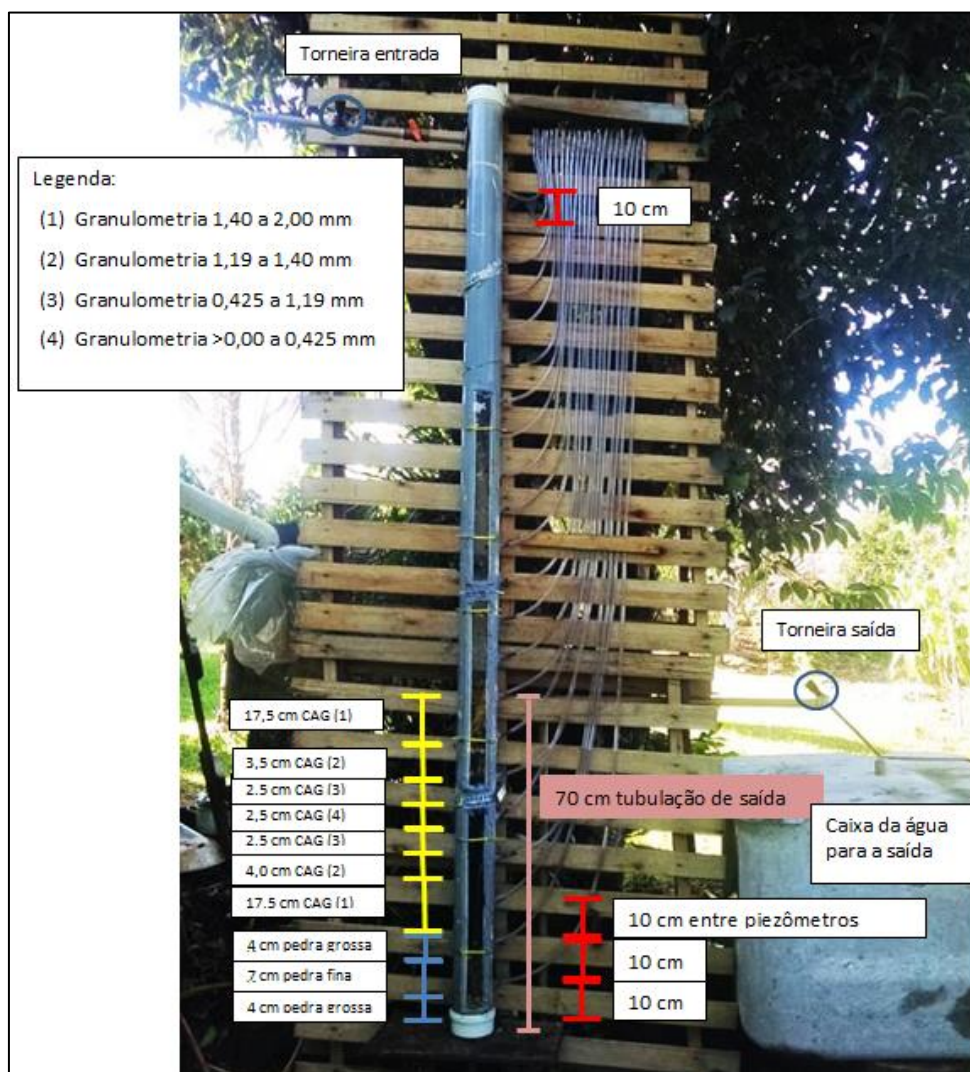
A CALF-CAG foi pintada com tinta cinza spray com intuito de reduzir a passagem de luminosidade no seu interior. Após secagem da tinta, nivelamento e fixação da CALF-CAG, adicionou-se água para inserir a camada suporte formada por seixos roláveis (pedras de rio). Adicionou-se no fundo 4 cm de altura da pedra de 1 a 2 cm de diâmetro, 7 cm de pedrisco fino (5 mm de diâmetro médio), e novamente 4 cm de pedra de 1 a 2 cm de diâmetro.

Sequencialmente, adicionou-se o CAG, correspondente ao volume de: 1.300 mL da granulometria de 1,40 a 2,00 mm; 450 mL da granulometria de 1,19 a 1,40 mm; 200 mL da granulometria de 0,425 a 1,190 mm; 200 mL da granulometria > 0 a 0,425 mm; 200 mL da granulometria de 0,425 a 1,190 mm; 400 mL da granulometria de 1,19 a 1,40 mm; 1.300 mL da granulometria de 1,40 a 2,00 mm. O CAG foi adicionado na ordem apresentada, perfazendo aproximadamente uma altura de 50 cm de leito fixo de CAG.

Após a adição do carvão ativado, o CAP superior, com o suporte de distribuição de água confeccionado e devidamente fixado, foi apenas sobreposto na CALF-CAG, sem vedação, para impedir apenas a entrada de sujeira externa e águas pluviais. Assim, os registros foram abertos, controlando as vazões de entrada e saída em 5 L h⁻¹ e taxa de aplicação superficial (TAS) de 0,694 m³ m⁻² d⁻¹. A Figura 7 refere-se à instalação completa e operação da CALF-CAG.

Na revisão de estudos, Di Bernardo e Dantas (2005b) observaram que a TAS, mais comumente utilizadas, variou de 150 a 800 m³ m⁻² d⁻¹, porém optou-se utilizar uma TAS por ser o único sistema de tratamento da água utilizada.

Figura 7 – CALF-CAG instalada e em fase de operação.



Fonte: Autora, 2018.

3.2.1 Preparação do carvão ativado granular

O CAG utilizado foi proveniente do epicarpo do coco da espécie *Attalea speciosa*, popularmente conhecida como babaçu, pertencente à família das Palmeiras (Arecaceae). A preparação do mesmo, para aplicação na CALF-CAG, consistiu na peneiração para separação das granulometrias e lavagem para estabilização do pH.

A preparação do CAG foi de acordo com a Norma ASTM International D6586 (ASTM, 2014). Assim, para a peneiração utilizou-se as peneiras com aberturas de 2,00 mm, 1,40 mm, 1,19 mm e 0,425 mm. Cada fração foi lavada com água destilada em abundância em copos de béqueres e agitados com um bastão de vidro, por diversas vezes, até se verificar a estabilização do valor do pH da água de lavagem. Na Figura 8 é demonstrado a lavagem e medição do pH da água.

Posteriormente, o CAG lavado foi adicionado em bandejas de inox, e colocadas em uma estufa a 110 °C, durante três dias para a sua secagem. Finalmente, o CAG seco foi armazenado em frascos de vidro âmbar e identificado conforme a granulometria, até a adição do mesmo na CALF-CAG.

Figura 8 – Lavagem e medição do pH do carvão ativado granular.



Fonte: Autora, 2018.

3.2.2 Retrolavagem

A necessidade de realização de retrolavagem foi determinada pela colmatção do meio e executada quando se atingiu uma altura de 2,00 m, indicando a colmatção do sistema. Para executar a retrolavagem, o registro de entrada da CALF-CAG foi fechado e água foi escoada até 10 cm acima do leito fixo de CAG. Assim, a torneira de extravaso foi aberta e, com auxílio de uma mangueira de jardim, conectada na torneira da rede geral e na saída da CALF-CAG, foi possível realizar a retrolavagem. A fonte de água para a retrolavagem foi a da rede geral, de uma torneira antes de chegar à caixa d'água de distribuição da residência, a qual havia alta vazão (200 L h^{-1}).

Como procedimento de retrolavagem visa remover as impurezas contidas no meio filtrante, para melhorar a eficiência de filtração do mesmo e prolongar a sua vida útil, para realizar a retrolavagem foi necessário injetar água com pressão no fluxo inverso de tratamento, ou seja, no sentido ascendente, até que a turbidez da água extravasada não teve variação significativa.

3.3 COLETA E ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA

A coleta da água para análise foi realizada na entrada e na saída da CALF-CAG, com intuito de verificar a eficiência da operação da mesma em relação a alguns parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. Algumas propriedades foram analisadas em todas as amostras, coletadas a cada 48 horas (temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, salinidade, pH, perda de carga, cor aparente, turbidez, absorvância ($\lambda - 254 \text{ nm}$), sólidos totais e sedimentáveis), agrotóxicos mensalmente (item 3.3.1) e coliformes totais e *Escherichia Coli*, semanalmente após a retrolavagem.

A primeira amostra foi coletada no início da operação da CALF-CAG (quatro minutos após) e as demais entre um intervalo de aproximadamente 48 h, sempre entre das 17h00min às 18h00min do dia. Ao verificar que a perda de carga atingia a altura de 2,00 m da CALF-CAG, foi coletado amostra, antes de encerrar a operação.

As alíquotas de 1 L coletadas foram armazenadas em frascos âmbar para posterior análise. Os parâmetros analisados *in situ* nos dias de coleta foram: temperatura, OD, condutividade elétrica, salinidade, pH e a perda de carga. Para os cinco primeiros, coletava-se água em um béquer limpo para assim, realizar a leitura com a sonda.

A água coletada ficava armazenada e refrigerada a $4\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$ até a sua análise em laboratório, a qual ocorria semanalmente. Os ensaios *ex situ* foram executados no Laboratório de Águas e Ecotoxicologia da UFFS *Campus* Cerro Largo/RS, onde se verificou cor aparente, turbidez, sólidos totais, absorvância ($\lambda - 254\text{ nm}$), sólidos sedimentáveis, coliformes totais.

Para as análises *in situ* e *ex situ* foram seguidas as normas apresentadas pela American Public Health Association (APHA, 2005), conforme Tabela 3 a seguir:

Tabela 3 – Parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados.

Parâmetro	Unidade	Referência metodológica	Equipamento
Absorvância ($\lambda - 254\text{ nm}$)	-	5910b APHA ⁽¹⁾ (2005)	Evolution 201 UV-Visível Spectrophotometer
Coliformes totais	P/N ⁽²⁾	SM 9221 C APHA (2005)	Kit COLItest [®]
Condutividade elétrica	$\mu\text{S cm}^{-1}$	2510 B APHA (2005)	Sonda YSI Professional Plus
Cor aparente	UH	2120 APHA (2005)	Colorímetro Del Lab [®] DLA-COR
<i>Escherichia Coli</i>	P/N ⁽²⁾	SM 9221 F APHA (2005)	Kit COLItest [®]
Oxigênio dissolvido	$\text{mg L}^{-1}\text{ O}_2$	4500 G APHA (2005)	Sonda YSI Professional Plus
Perda de carga	m	-	-
pH ⁽³⁾		4500 APHA (2005)	Sonda YSI Professional Plus
Salinidade	‰	2520 APHA (2005)	Sonda YSI Professional Plus
Sólido sedimentares	mL L^{-1}	2540 APHA (2005)	-
Sólidos Totais	mg L^{-1}	2540 APHA (2005)	-
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	2550b APHA (2005)	Sonda YSI Professional Plus
Turbidez	UT	2130 APHA (2005)	Turbidímetro HACH 2100P

Fonte: Elaborada pela autora. Notas: (1) American Public Health Association, 2005; (2) Positivo/negativo em 100 mL^{-1} ; (3) potencial Hidrogeniônico.

Os parâmetros coliformes totais e *Escherichia coli* foram apenas analisados após a retrolavagem, ao observar a que na primeira etapa ocorreu o desenvolvimento de algas no meio e haver obtido testes rápidos para essas análises. Portanto, uma vez por semana coletou-se as amostras e as preparou-se de acordo com a instrução do fabricante.

3.3.1 Preparação, detecção e quantificação de agrotóxicos

A quantificação de agrotóxicos foi realizada para dez amostras, de entrada dos meses de maio, junho, julho e agosto, e para uma amostra da saída da retrolavagem e uma amostra da retomada da operação, após a retrolavagem.

Para realizar a detecção e quantificação de agrotóxicos o método foi validado considerando os procedimentos descritos no INMETRO (2011), no Laboratório de Química Instrumental da UFFS *campus* Cerro Largo-RS, mediante o uso do equipamento Cromatógrafo Líquido de Alta Eficiência acoplado a Espectrômetro de Massas (CLAF-EM). De acordo com a metodologia utilizada, primeiramente foi necessário filtrar 250 mL de água das amostras, com auxílio de um sistema de filtração de membrana (Figura 9), composto por um copo, funil onde coloca-se a membrana filtrante de acetato de celulose (0,45 μm), garra para unir os itens anterior, rolha de silicone para vedação, kitassato e uma bomba a vácuo. Após a filtração, as amostras foram acidificadas a um pH entre 2,98 e 3,05, com ácido fosfórico.

Figura 9 – Sistema de filtração das amostras.



Fonte: Autora, 2018.

Com intuito de realizar a extração dos agrotóxicos da amostra de água, foi montado um sistema de sucção, utilizando uma Manifold para acoplar os cartuchos de Extração em Fase Sólida (EFS), ligada a uma bomba a vácuo. Entre a bomba e a Manifold foi colocado um kitassato para armazenar a água das amostras após sucção (Figura 9). A preparação dos cartuchos foi realizada por meio da percolação de 3 mL de metanol, 3 mL de água ultrapura e 3 mL de água acidificada a pH 3 com ácido fosfórico e percolados os 250 mL de amostras. Posterior à aspiração, as amostras foram envelopadas com papel alumínio e armazenadas no congelador (conservação de no máximo 3 meses) até alguns dias antes de realizar a análise em CLAF-EM. Esse procedimento visa melhorar a conservação dos agrotóxicos quando não é possível realizar imediatamente a análise.

Figura 10 – Sistema de Extração em Fase Sólida.



Fonte: Autora, 2018.

Antes de realizar a análise das amostras em CLAF-EM, foi necessário eluir os compostos adsorvidos no cartucho. Para tanto, utilizou-se o Manifold, onde foram encaixadas agulhas especiais para o sistema e frascos volumétricos coletores das amostras. Assim montado o sistema, adicionou-se 1 mL de metanol em cada cartucho EFS e realizou-se a aspiração à vácuo. Este procedimento foi realizado mais uma vez, para completar o volume de 2 mL de amostra, para então serem armazenadas em vials para cromatógrafo (Figura 11). Por fim, as amostras finalmente foram postas no CLAF-EM para ser realizada a análise dos compostos de interesse, juntamente com os brancos de metanol.

Tabela 4 – Característica dos agrotóxicos de acordo com a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (2003a).

Parâmetro	CAS ⁽¹⁾	Fórmula Bruta	Classe	Classificação Toxicológica ⁽²⁾	Aplicação ⁽³⁾
Atrazina	1912-24-9	C ₈ H ₁₄ ClN ₅	Herbicida	Classe III	Cana-de-açúcar, milho, sorgo
Azoxistrobina	131860-33-8	C ₂₂ H ₁₇ N ₃ O ₅	Fungicida	Classe III	Algodão, arroz, soja, trigo
Ciproconazol	94361-06-5	C ₁₅ H ₁₈ ClN ₃ O	Fungicida	Classe III	Melancia, trigo
Clomazona	81777-89-1	C ₁₂ H ₁₄ ClNO ₂	Herbicida	Classe III	Algodão, arroz, soja, milho
Difenoconazol	119446-68-3	C ₁₉ H ₁₇ Cl ₂ N ₃ O ₃	Fungicida	Classe III	Trigo, soja, algodão, arroz
Epoxiconazol	133855-98-8	C ₁₇ H ₁₃ ClFN ₃ O	Fungicida	Classe III	Milho, soja, trigo
Fipronil	120068-37-3	C ₁₂ H ₄ Cl ₂ F ₆ N ₄ OS	Inseticida, Formicida e Cupinicida	Classe II	Algodão, arroz, milho, soja
Imazetapir	81335-77-5	C ₁₅ H ₁₉ N ₃ O ₃	Herbicida	Classe III	Soja
Malationa	121-75-5	C ₁₀ H ₁₉ O ₆ PS ₂	Inseticida e Acaricida	Classe III	Algodão, arroz, milho, soja, trigo, sorgo
Metsulfurom-Metílico	74223-64-6	C ₁₄ H ₁₅ N ₅ O ₆ S	Herbicida	Classe III	Arroz, trigo, pastagens
Penoxsulam	219714-96-2	C ₁₆ H ₁₄ F ₅ N ₅ O ₅ S	Herbicida	Classe III	Arroz
Piraclostrobina	175013-18-0	C ₁₉ H ₁₈ ClN ₃ O ₄	Fungicida	Classe II	Algodão, milho, soja, trigo
Pirimicarbe	23103-98-2	C ₁₁ H ₁₈ N ₄ O ₂	Inseticida	Classe II	Alface, batata, feijão, trigo
Profenofós	41198-08-7	C ₁₁ H ₁₅ BrClO ₃ PS	Inseticida e Acaricida	Classe II	Algodão, trigo, milho, soja
Propanil	709-98-8	C ₉ H ₉ Cl ₂ NO	Herbicida	Classe III	Arroz
Propiconazol	60207-90-1	C ₁₅ H ₁₇ Cl ₂ N ₃ O ₂	Fungicida	Classe II	Milho, soja, trigo
Simazina	122-34-9	C ₇ H ₁₂ ClN ₅	Herbicida	Classe III	Milho, sorgo
Tiabendazol	148-79-8	C ₁₀ H ₇ N ₃ S	Fungicida	Classe IV	Arroz, milho, soja

Fonte: Elaborada pela autora com base nas informações da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (BRASIL, 2003a). Nota: (1) CAS é o número de referência de compostos e substâncias químicas adotadas pelo Chemical Abstract Service; (2) Classe I – extremamente tóxico; Classe II – Altamente tóxico; Classe III – Medianamente tóxico; Classe IV – Pouco tóxico; (3) Algumas aplicações na agricultura.

3.3.2 Validação de métodos cromatográficos

A garantia da qualidade e confiabilidade dos resultados do método analítico é essencial na análise química, especialmente para contaminantes a nível de ng ou $\mu\text{g L}^{-1}$. Portanto, a validação do método cromatográfico foi necessária. Sendo assim, as sugestões das agências reguladoras ANVISA (BRASIL, 2003b) e INMETRO (2015) foram seguidas, e, portanto, foram considerados os parâmetros: linearidade, limite de quantificação, exatidão (recuperação), precisão (repetitividade e precisão intermediária).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste item estão apresentados os resultados obtidos de todos os parâmetros analisados e suas comparações com as legislações bases de potabilidade da água no Brasil, bem como as destacadas na literatura, e por fim, a eficiência do tratamento com a CALF-CAG e as suas limitações.

Assim, o período de dia 13 de maio de 2018 a 12 de agosto de 2018 passa a ser chamado de etapa 1 e o período posterior de etapa 2.

4.1 OPERAÇÃO DA CALF-CAG

A operação da CALF-CAG teve início no dia 13 de maio de 2018 e, em um primeiro momento, teve sua operação até o dia 12 de agosto (totalizando 92 dias), quando então alcançou a perda de carga de 2,0 m e então fez-se necessária a realização da retrolavagem. No entanto, ressalta-se que por motivos operacionais, no dia 14 de julho a vazão da CALF-CAG foi alterada para $7,5 \text{ L h}^{-1}$, consequentemente a TAS passou para $1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Ao atingir a perda de carga máxima em 12 de agosto de 2018, foi executado a retrolavagem e, durante o procedimento houve uma infama perdas de CAG, das menores granulometrias principalmente, devido a grande movimentação interna, causada pela turbulência da água, e pela demora de precipitação do mesmo, saído, então, junto com a água extravasada.

Na operação após a retrolavagem, a coluna operou do dia 12 de agosto a 01 de outubro de 2018, quando então, verificou-se que estava ocorrendo a eutrofização do meio, fato que prejudicaria a eficiência de operação e potabilidade da água para consumo humano.

4.2 TEMPERATURA

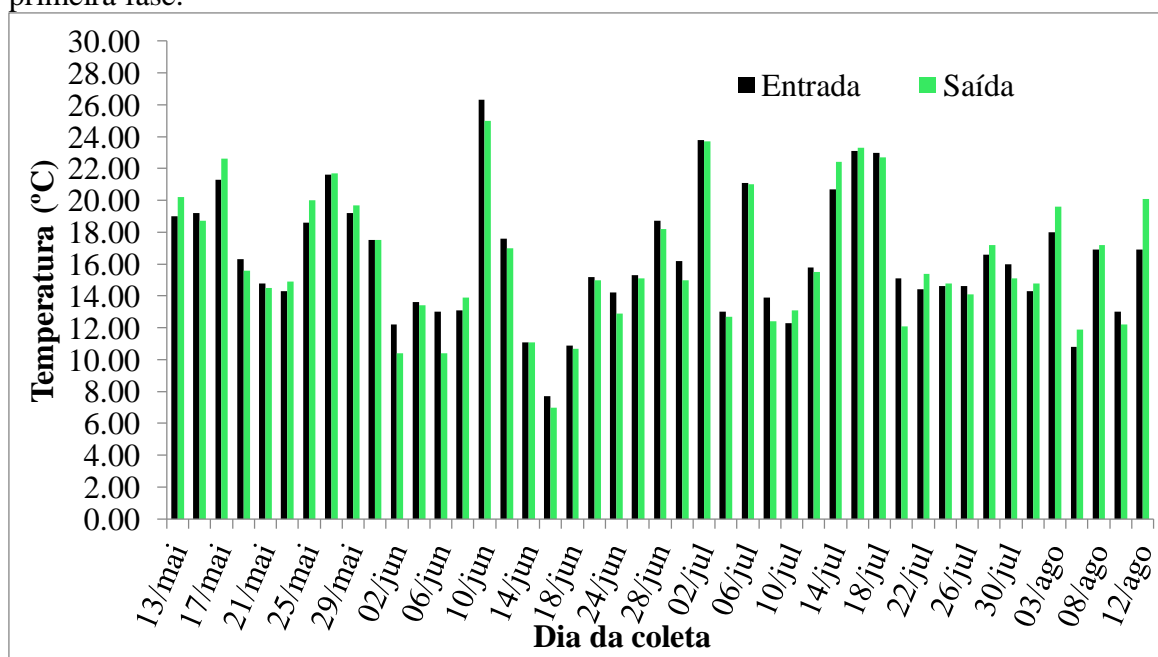
Os resultados de temperatura, analisados diretamente no local de instalação da CALF-CAG estão apresentados na Tabela 5 e na Figura 12, e condizem ao período antes da retrolavagem (etapa 1).

Tabela 5 - Temperatura da água na entrada e na saída da GALF-CAG durante a primeira etapa.

Ponto	Dia	Temperatura (°C)		Ponto	Dia	Temperatura (°C)	
		Entrada	Saída			Entrada	Saída
0	13/05/18	19,00	20,2	23	30/06/18	16,20	15,0
1	15/05/18	19,20	18,7	24	02/07/18	23,80	23,7
2	17/05/18	21,30	22,6	25	04/07/18	13,00	12,7
3	19/05/18	16,30	15,6	26	06/07/18	21,10	21,0
4	21/05/18	14,80	14,5	27	08/07/18	13,90	12,4
5	23/05/18	14,30	14,9	28	10/07/18	12,30	13,1
6	25/05/18	18,60	20,0	29	12/07/18	15,80	15,5
7	27/05/18	21,60	21,7	30	14/07/18	20,70	22,4
8	29/05/18	19,20	19,7	31	16/07/18	23,10	23,3
9	31/05/18	17,50	17,5	32	18/07/18	23,00	22,7
10	02/06/18	12,20	10,4	33	20/07/18	15,10	12,1
11	04/06/18	13,60	13,4	34	22/07/18	14,40	15,4
12	06/06/18	13,00	10,4	35	24/07/18	14,60	14,8
13	08/06/18	13,10	13,9	36	26/07/18	14,60	14,1
14	10/06/18	26,30	25,0	37	28/07/18	16,60	17,2
15	12/06/18	17,60	17,0	38	30/07/18	16,00	15,1
16	14/06/18	11,10	11,1	39	01/08/18	14,30	14,8
17	16/06/18	7,70	7,0	40	03/08/18	18,00	19,6
18	18/06/18	10,90	10,7	41	05/08/18	10,80	11,9
19	20/06/18	15,20	15,0	42	08/08/18	16,90	17,2
20	24/06/18	14,20	12,9	43	10/08/18	13,00	12,2
21	26/06/18	15,30	15,1	44	12/08/18	16,90	20,1
22	28/06/18	18,70	18,2				

Fonte: Autora, 2018. Nota: Erro de leitura do equipamento = $\pm 0,2$ °C.

Figura 12 – Variação da temperatura da água na entrada e na saída da CALF-CAG na primeira fase.



Fonte: Autora, 2018.

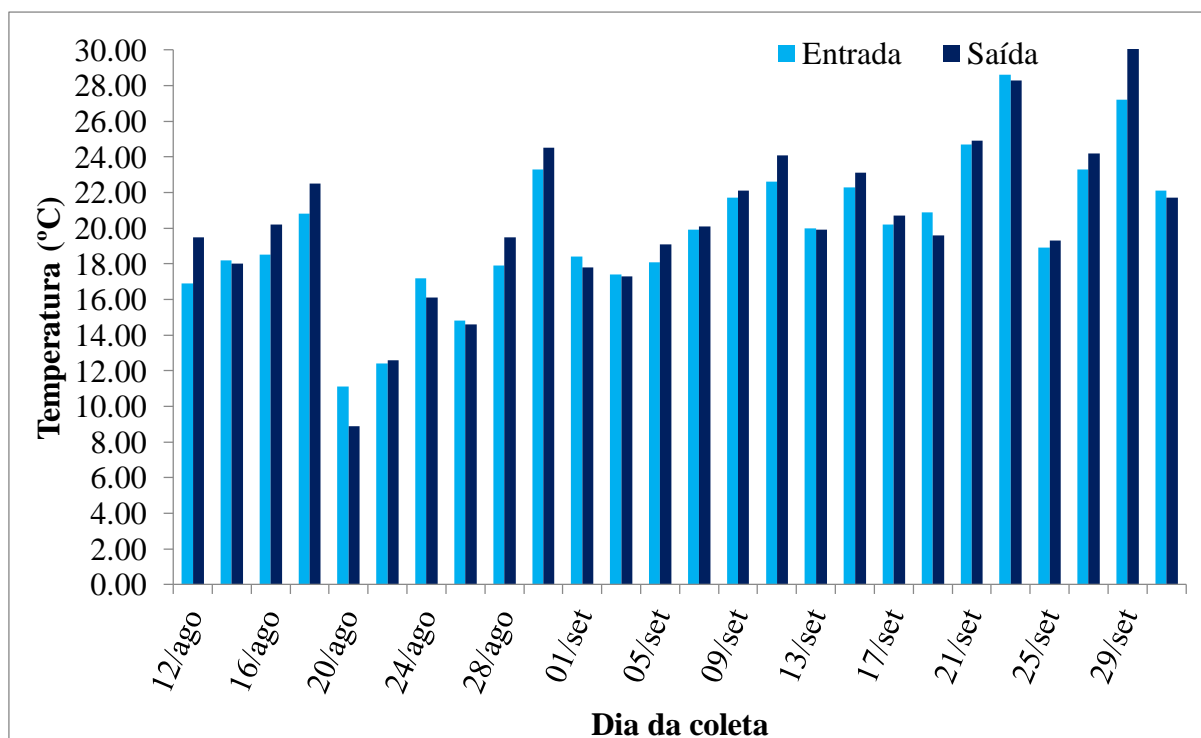
Os resultados de temperatura, analisados diretamente no local de instalação da CALF-CAG referente a etapa 2 (após a retrolavagem) estão apresentados na Tabela 6 e na Figura 13.

Tabela 6 - Temperatura da água na entrada e na saída da CALF-CAG após a retrolavagem.

Ponto	Dia	Temperatura (°C)		Ponto	Dia	Temperatura (°C)	
		Entrada	Saída			Entrada	Saída
0	12/08/18	16,90	19,5	13	07/09/18	19,90	20,1
1	14/08/18	18,20	18	14	09/09/18	21,70	22,1
2	16/08/18	18,50	20,2	15	11/09/18	22,60	24,1
3	18/08/18	20,80	22,5	16	13/09/18	20,00	19,9
4	20/08/18	11,10	8,9	17	15/09/18	22,30	23,1
5	22/08/18	12,40	12,6	18	17/09/18	20,20	20,7
6	24/08/18	17,20	16,1	19	19/09/18	20,90	19,6
7	26/08/18	14,80	14,6	20	21/09/18	24,70	24,9
8	28/08/18	17,90	19,5	21	23/09/18	28,60	28,3
9	30/08/18	23,30	24,5	22	25/09/18	18,90	19,3
10	01/09/18	18,40	17,8	23	27/09/18	23,30	24,2
11	03/09/18	17,40	17,3	24	29/09/18	27,20	30,6
12	05/09/18	18,10	19,1	25	01/10/18	22,10	21,7

Fonte: Autora, 2018. Nota: Erro de leitura do equipamento = $\pm 0,2$ °C.

Figura 13 - Variação da temperatura da água na entrada e na saída da CALF-CAG após a retrolavagem.



Fonte: Autora, 2018.

Na Tabela 5 e na Figura 12, é possível verificar que na primeira etapa houve uma redução da temperatura, em relação à temperatura de entrada, em 25 pontos (56 % das amostras), com uma média de redução de $0,20 \pm 1,12$ °C. Analisando mais detalhadamente, observa-se que a maior variação foi de -2,6 °C no Ponto 12 “saída”, e no Ponto 44 “saída” observou-se a maior elevação da temperatura, 3,2 °C.

Na Tabela 6 e na Figura 13, se observa que após a retrolavagem a temperatura na saída aumentou em relação à temperatura de entrada, em 16 pontos (60,00 % das amostras), se elevando em média $0,45 \pm 1,20$ °C. Sendo assim, o maior aumento de temperatura na saída foi de 3,4 °C no Ponto 24, e na saída do Ponto 4 observou-se a maior redução da temperatura, 2,2 °C.

Analisando as duas fases de operação, verifica-se que a maior temperatura da água foi de 30,6 °C, no dia 29 de setembro (Ponto 24 após a retrolavagem), e a menor temperatura da água foi de 7 °C, no dia 16 de junho (Ponto 17 antes da retrolavagem), ambas na saída da CALF-CAG. Isso se deve exclusivamente as mudanças climáticas das estações do ano, perceptível nos dois períodos: primeira etapa teve 68,18 % das amostras com temperaturas menores que 18 °C, e após a retrolavagem, 60 % das amostras com temperaturas maiores que 18 °C.

Percebe-se ainda, que em dias mais quentes (temperatura ≥ 18 °C), a tendência foi de haver um aumento na temperatura da água na saída da CALF-CAG: 57,14 % das amostras na primeira etapa e 75 % das amostras após a retrolavagem. Logo, em dias mais frios (temperatura ≤ 18 °C), a tendência foi de haver uma redução na temperatura da água na saída da CALF-CAG: 60 % das amostras na primeira etapa e 80 % das amostras após a retrolavagem. Contudo, essa variação da temperatura entre a entrada e a saída da CALF-CAG está relacionada com a condição climática do dia, que afetou a mesma.

Na Portaria de Consolidação N° 05/2017 do MS (BRASIL, 2017) não está estabelecido um VMP ou um intervalo de valores para a temperatura da água utilizada para o consumo humano, pelo fato de ser um fator ambiental que pode variar diariamente, tornando-se de difícil controle para o abastecimento público.

Uma das principais influências da temperatura nas águas está relacionada com o desenvolvimento de organismos patogênicos de veiculação hídrica nos sistemas de distribuição de água, principalmente quando se trata de temperaturas acima de 25 °C, e com a percepção do consumidor referente a gosto e odor (HELLER; PÁDUA, 2006). Portanto, o aumento da temperatura influenciou no desenvolvimento de algas que eutrofizaram o meio da CALF-CAG, e a pintura da mesma não foi eficiente contra a luminosidade.

4.3 OXIGÊNIO DISSOLVIDO

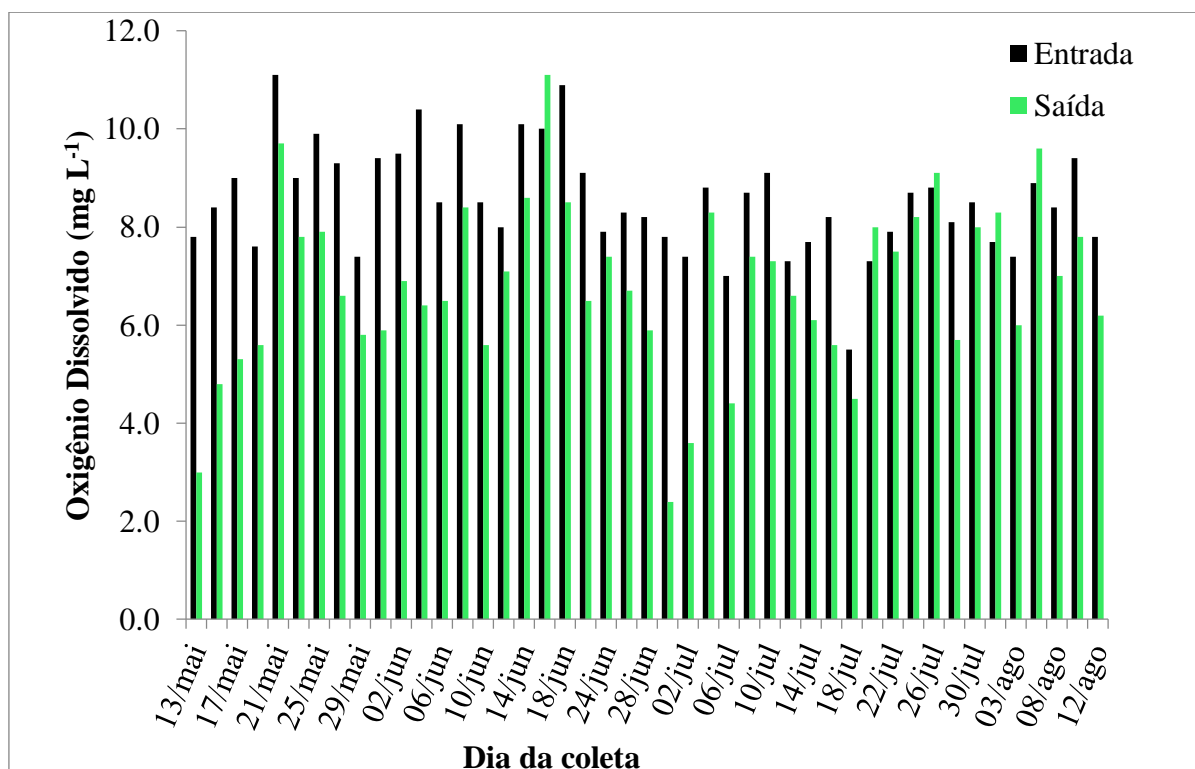
Os resultados de OD na água da etapa 1, analisados diretamente no local de instalação da CALF-CAG são apresentados na Tabela 7 e na Figura 14.

Tabela 7 - Oxigênio Dissolvido na água da entrada e da saída da GALF-CAG durante a primeira etapa.

Ponto	Dia	OD (mg L ⁻¹)		Ponto	Dia	OD (mg L ⁻¹)	
		Entrada	Saída			Entrada	Saída
0	13/05/18	7,8	3,0	23	30/06/18	7,8	2,4
1	15/05/18	8,4	4,8	24	02/07/18	7,4	3,6
2	17/05/18	9,0	5,3	25	04/07/18	8,8	8,3
3	19/05/18	7,6	5,6	26	06/07/18	7,0	4,4
4	21/05/18	11,1	9,7	27	08/07/18	8,7	7,4
5	23/05/18	9,0	7,8	28	10/07/18	9,1	7,3
6	25/05/18	9,9	7,9	29	12/07/18	7,3	6,6
7	27/05/18	9,3	6,6	30	14/07/18	7,7	6,1
8	29/05/18	7,4	5,8	31	16/07/18	8,2	5,6
9	31/05/18	9,4	5,9	32	18/07/18	5,5	4,5
10	02/06/18	9,5	6,9	33	20/07/18	7,3	8,0
11	04/06/18	10,4	6,4	34	22/07/18	7,9	7,5
12	06/06/18	8,5	6,5	35	24/07/18	8,7	8,2
13	08/06/18	10,1	8,4	36	26/07/18	8,8	9,1
14	10/06/18	8,5	5,6	37	28/07/18	8,1	5,7
15	12/06/18	8,0	7,1	38	30/07/18	8,5	8,0
16	14/06/18	10,1	8,6	39	01/08/18	7,7	8,3
17	16/06/18	10,0	11,1	40	03/08/18	7,4	6,0
18	18/06/18	10,9	8,5	41	05/08/18	8,9	9,6
19	20/06/18	9,1	6,5	42	08/08/18	8,4	7,0
20	24/06/18	7,9	7,4	43	10/08/18	9,4	7,8
21	26/06/18	8,3	6,7	44	12/08/18	7,8	6,2
22	28/06/18	8,2	5,9				

Fonte: Autora, 2018. Nota: Erro de leitura do equipamento = ± 2 % da leitura.

Figura 14 – Variação do Oxigênio Dissolvido na água, na entrada e na saída da CALF-CAG, na etapa 1.



Fonte: Autora, 2018.

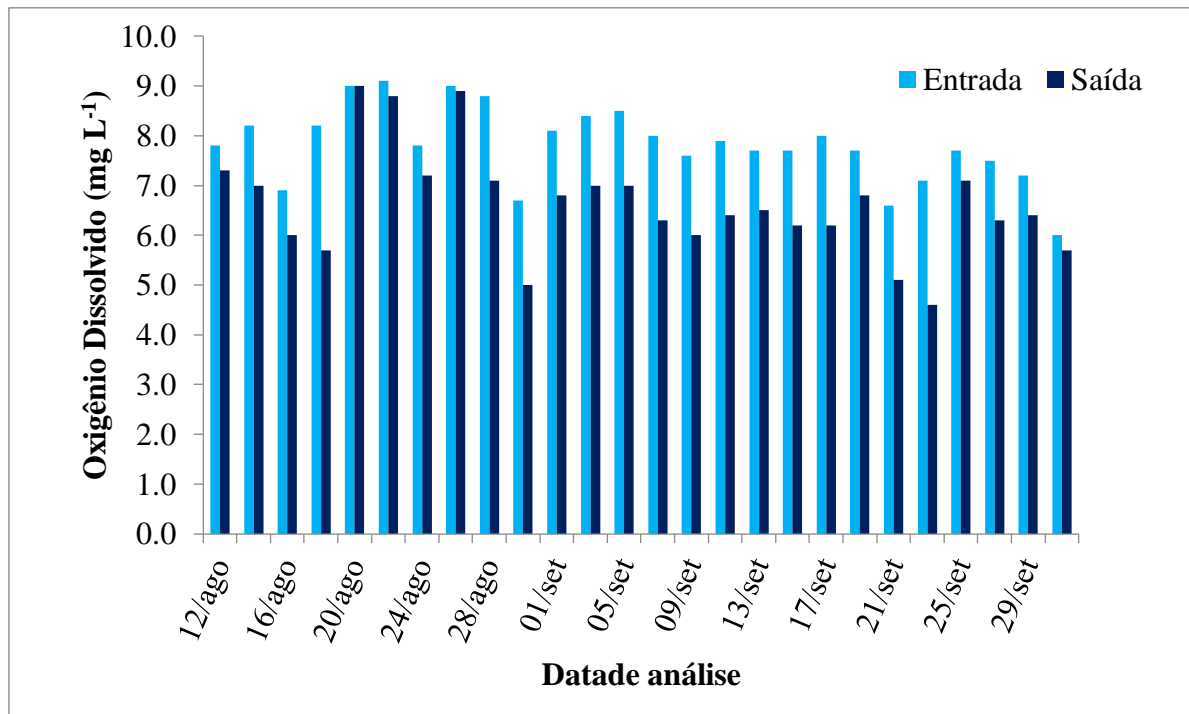
Os resultados de OD da etapa 2, analisados diretamente no local de instalação da CALF-CAG são apresentados na Tabela 8 e na Figura 15.

Tabela 8 - Variação do Oxigênio Dissolvido na água, na entrada e na saída da CALF-CAG, após a retrolavagem.

Ponto	Dia	OD (mg L ⁻¹)		Ponto	Dia	OD (mg L ⁻¹)	
		Entrada	Saída			Entrada	Saída
0	12/08/18	7,8	7,3	13	07/09/18	8,0	6,3
1	14/08/18	8,2	7,0	14	09/09/18	7,6	6,0
2	16/08/18	6,9	6,0	15	11/09/18	7,9	6,4
3	18/08/18	8,2	5,7	16	13/09/18	7,7	6,5
4	20/08/18	9,0	9,0	17	15/09/18	7,7	6,2
5	22/08/18	9,1	8,8	18	17/09/18	8,0	6,2
6	24/08/18	7,8	7,2	19	19/09/18	7,7	6,8
7	26/08/18	9,0	8,9	20	21/09/18	6,6	5,1
8	28/08/18	8,8	7,1	21	23/09/18	7,1	4,6
9	30/08/18	6,7	5,0	22	25/09/18	7,7	7,1
10	01/09/18	8,1	6,8	23	27/09/18	7,5	6,3
11	03/09/18	8,4	7,0	24	29/09/18	7,2	6,4
12	05/09/18	8,5	7,0	25	01/10/18	6,0	5,7

Fonte: Autora, 2018. Nota: Erro de leitura do equipamento = $\pm 2\%$ da leitura.

Figura 15 - Variação do Oxigênio Dissolvido na água, na entrada e na saída da CALF-CAG, na etapa 2.



Fonte: Autora, 2018.

De acordo com os resultados de OD da primeira etapa de operação da CALF-CAG, percebe-se que o maior valor de OD presente na água de abastecimento foi de $11,1 \text{ mg L}^{-1}$ (Ponto 4) e o menor valor foi de $5,5 \text{ mg L}^{-1}$ (Ponto 32). Também em relação às amostras na saída da CALF-CAG, percebe-se que o maior valor de OD foi de $11,1 \text{ mg L}^{-1}$ (Ponto 17) e o menor valor foi de $2,4 \text{ mg L}^{-1}$ (Ponto 23).

Das análises realizadas, 88,9 % das amostras tiveram redução de OD na saída da coluna, e em média, houve uma redução de $1,8 \pm 1,4 \text{ mg L}^{-1}$, onde a maior diminuição ocorreu no Ponto 0 ($4,8 \text{ mg L}^{-1}$) e o maior aumento foi no ponto 17 ($1,1 \text{ mg L}^{-1}$).

De acordo com os resultados de OD no período pós retrolavagem, percebe-se que o maior valor de OD presente na água de abastecimento foi de $9,1 \text{ mg L}^{-1}$ (Ponto 5) e o menor valor foi de $6,0 \text{ mg L}^{-1}$ (Ponto 25). Também em relação às amostras na saída da CALF-CAG, percebe-se que o maior valor de OD foi de $9,0 \text{ mg L}^{-1}$ (Ponto 4) e o menor valor foi de $4,6 \text{ mg L}^{-1}$ (Ponto 21).

Dessas análises realizadas, 100 % das amostras tiveram redução de OD na saída da CALF-CAG, e em média, houve uma redução de $1,2 \pm 0,7 \text{ mg L}^{-1}$, onde a maior diminuição ocorreu nos Ponto 3 e Ponto 21 ($2,5 \text{ mg L}^{-1}$).

Comparando as duas etapas percebe-se que há uma tendência de redução de OD após tratamento pela CALF-CAG. Isso se deve pela diminuição da turbulência que é um fator de grande interferência (HELLER; PÁDUA, 2006), ou seja, devido o tempo de contato com o CAG e menor velocidade de escoamento, tem-se a redução de turbulência. Outros fatores que interferem na redução do OD são: aumento da temperatura e salinidade.

Com esses resultados não foi possível verificar uma variação do OD com a variação de temperatura: os menores valores de OD presentes não ocorreram em dias mais quentes, assim como não foi observado maiores valores de OD em datas de baixas temperaturas e, portanto, a redução foi devido à redução da turbulência do meio. Essa análise também pode ser verificada no trabalho de Agnes (2017) para o mesmo poço e para outros do município de Campina das Missões.

O OD é um importante indicador de poluição de águas por efluentes com altas cargas orgânicas, pois durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias utilizam o oxigênio no processo de respiração, reduzindo a disponibilidade de oxigênio no meio (VON SPERLING, 1996).

A Portaria de Consolidação Nº 05/2017 do MS (BRASIL, 2017) e não estabelece valor mínimo ou um intervalo de OD necessário para águas de abastecimento público. A Resolução CONAMA Nº 396/2008 (BRASIL, 2008), que dispõem sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas, também não apresenta valores mínimos de OD necessário para o enquadramento nas classes.

4.4 CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

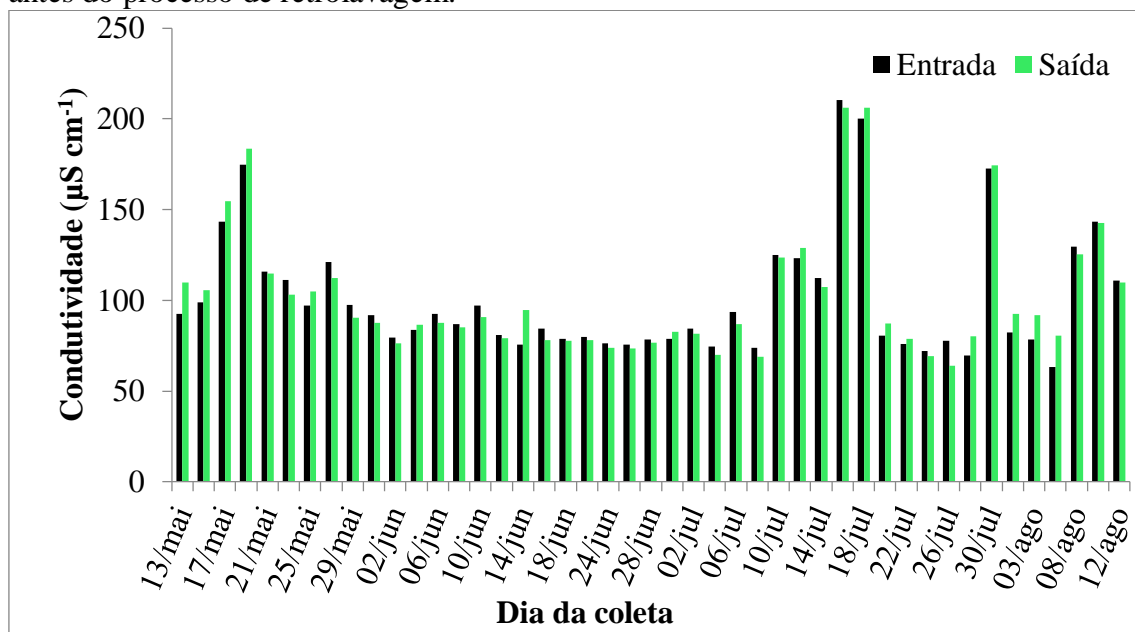
Os resultados de condutividade elétrica da água da etapa 1, analisados diretamente no local de instalação da CALF-CAG são apresentados na Tabela 9 e na Figura 16.

Tabela 9 – Condutividade elétrica da água, da entrada e da saída da GALF-CAG, durante a primeira etapa.

Ponto	Dia	Condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)		Ponto	Dia	Condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	
		Entrada	Saída			Entrada	Saída
0	13/05/18	92,6	109,8	23	30/06/18	78,8	82,8
1	15/05/18	99,0	105,6	24	02/07/18	84,3	81,7
2	17/05/18	143,5	154,6	25	04/07/18	74,6	70,0
3	19/05/18	174,8	183,6	26	06/07/18	93,7	87,1
4	21/05/18	116,0	114,8	27	08/07/18	73,9	69,1
5	23/05/18	111,4	103,3	28	10/07/18	124,9	123,7
6	25/05/18	97,3	104,8	29	12/07/18	123,3	129,0
7	27/05/18	121,0	112,3	30	14/07/18	112,5	107,5
8	29/05/18	97,5	90,6	31	16/07/18	210,5	206,0
9	31/05/18	92,0	87,5	32	18/07/18	200,2	206,3
10	02/06/18	79,6	76,4	33	20/07/18	80,5	87,2
11	04/06/18	83,6	86,5	34	22/07/18	75,9	78,9
12	06/06/18	92,6	87,7	35	24/07/18	72,0	69,4
13	08/06/18	87,1	85,2	36	26/07/18	77,8	63,9
14	10/06/18	97,0	90,9	37	28/07/18	69,6	80,4
15	12/06/18	81,1	79,1	38	30/07/18	172,6	174,4
16	14/06/18	75,6	94,6	39	01/08/18	82,2	92,4
17	16/06/18	84,6	78,1	40	03/08/18	78,4	91,9
18	18/06/18	78,8	77,7	41	05/08/18	63,3	80,6
19	20/06/18	79,7	78,2	42	08/08/18	129,6	125,5
20	24/06/18	76,5	73,8	43	10/08/18	143,4	142,8
21	26/06/18	75,5	73,4	44	12/08/18	111,0	109,9
22	28/06/18	78,4	76,7				

Fonte: Autora, 2018. Nota: Erro de leitura do equipamento = $\pm 0,5$ % da leitura.

Figura 16 – Variação da condutividade elétrica da água, na entrada e na saída da CALF-CAG, antes do processo de retrolavagem.



Fonte: Autora, 2018.

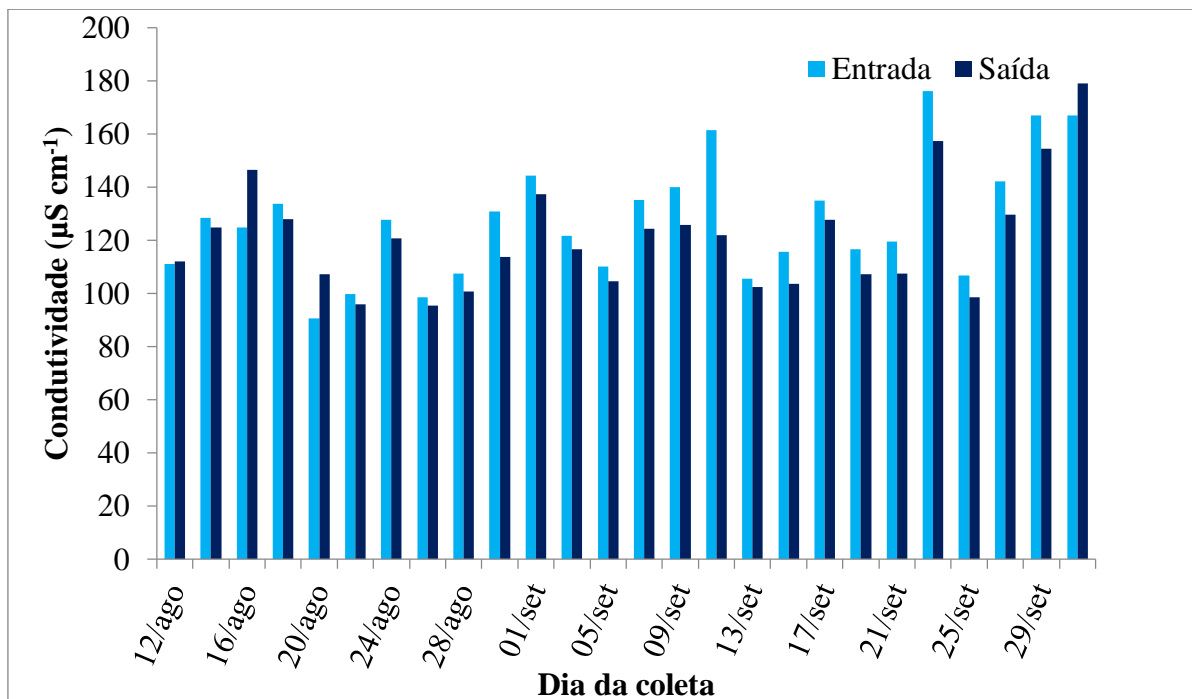
Os resultados de condutividade elétrica da etapa 2, analisados diretamente no local de instalação da CALF-CAG são apresentados na Tabela 10 e na Figura 17.

Tabela 10 – Variação da condutividade elétrica da água, na entrada e na saída da CALF-CAG, na etapa 2.

Ponto	Dia	Condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)		Ponto	Dia	Condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	
		Entrada	Saída			Entrada	Saída
0	12/08/18	111,0	112,1	13	07/09/18	135,1	124,4
1	14/08/18	128,3	124,8	14	09/09/18	139,9	125,7
2	16/08/18	124,9	146,5	15	11/09/18	161,4	122,0
3	18/08/18	133,6	128,0	16	13/09/18	105,5	102,3
4	20/08/18	90,5	107,3	17	15/09/18	115,7	103,5
5	22/08/18	99,7	95,8	18	17/09/18	134,9	127,6
6	24/08/18	127,6	120,8	19	19/09/18	116,6	107,3
7	26/08/18	98,4	95,5	20	21/09/18	119,6	107,4
8	28/08/18	107,5	100,8	21	23/09/18	176,0	157,3
9	30/08/18	130,9	113,8	22	25/09/18	106,8	98,6
10	01/09/18	144,4	137,3	23	27/09/18	142,1	129,7
11	03/09/18	121,7	116,6	24	29/09/18	166,9	154,4
12	05/09/18	110,2	104,6	25	01/10/18	167,0	178,9

Fonte: Autora, 2018. Nota: Erro de leitura do equipamento = $\pm 0,5 \%$ da leitura.

Figura 17 – Variação da condutividade elétrica da água, na entrada e na saída da CALF-CAG, na etapa 2.



Fonte: Autora, 2018.

Observando os dados obtidos na primeira etapa percebe-se uma variação da condutividade elétrica de $63,3 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Ponto 41) a $210,5 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Ponto 31), na entrada, e de $63,9 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Ponto 36) a $206,3 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Ponto 32), na saída. Assim, a maior variação da saída em relação à entrada foi de $13,9 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Ponto 32) e o maior aumento foi de $17,3 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Ponto 41).

Verifica-se também que 62,2 % das amostras tiveram redução da condutividade elétrica na saída em relação à entrada, demonstrando eficiência na retenção de compostos responsáveis por esse parâmetro. Contudo, nos casos de aumento de condutividade, obtiveram-se variações maiores e isso resultou em uma média de redução negativa ($-0,8 \pm 7,5 \mu\text{S cm}^{-1}$).

Na etapa 2, percebe-se uma oscilação da condutividade elétrica de $90,5 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Ponto 4) a $176,0 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Ponto 15), na entrada, e de $95,5 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Ponto 7) a $178,9 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Ponto 25), na saída. Portanto, a maior variação da saída em relação à entrada foi de $39,4 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Ponto 15) e o maior aumento foi de $21,6 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Ponto 2).

Observa-se ainda, que 88,0 % das amostras tiveram redução da condutividade na saída em relação à entrada, uma média de redução de $6,7 \pm 11,6 \mu\text{S cm}^{-1}$, demonstrando haver retenção de compostos responsáveis pela condutividade.

Ao analisar essa etapa, verifica-se que no período após a retrolavagem 88,5 % das amostras da entrada apresentaram condutividade elétrica maior que $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ e na primeira etapa observou-se o contrario, apenas 31,1 % destas apresentaram condutividade maior que $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ na água de entrada. Agnes (2017) observou valores ainda maiores de condutividade para o poço em questão.

A condutividade elétrica não é um parâmetro de avaliação de qualidade das águas de abastecimento público, contudo de acordo com a CETESB (2015), ela é dependente da quantidade das concentrações iônicas e da temperatura e indica a quantidade de sais dissolvidos. Ela também é uma forma de avaliar a presença de poluentes que, geralmente, são indicadas em níveis acima de $100 \mu\text{S cm}^{-1}$. Portanto, por meio desse parâmetro percebe-se que há uma incidência de poluentes passíveis de serem correlacionados a condutividade elétrica, visto que na maior parte dos casos, a condutividade se manteve acima de $100 \mu\text{S cm}^{-1}$. Esta poluição pode estar relacionada ao fato de não haver um adequado isolamento do ponto de captação de água, permitindo que os agricultores da propriedade ao lado cultivem muito próximo a esse ponto, conforme observado na Figura 2, e apliquem fertilizantes que acabam atingindo o lençol freático com a chuva, e consequentemente, a água do poço.

Percebe-se ainda, que a condutividade estava relacionada com a temperatura também, visto a primeira etapa apresentou menores temperaturas e menores valores de condutividade e após a retrolavagem, foram observadas maiores temperaturas e maiores valores para a condutividade.

4.5 SALINIDADE

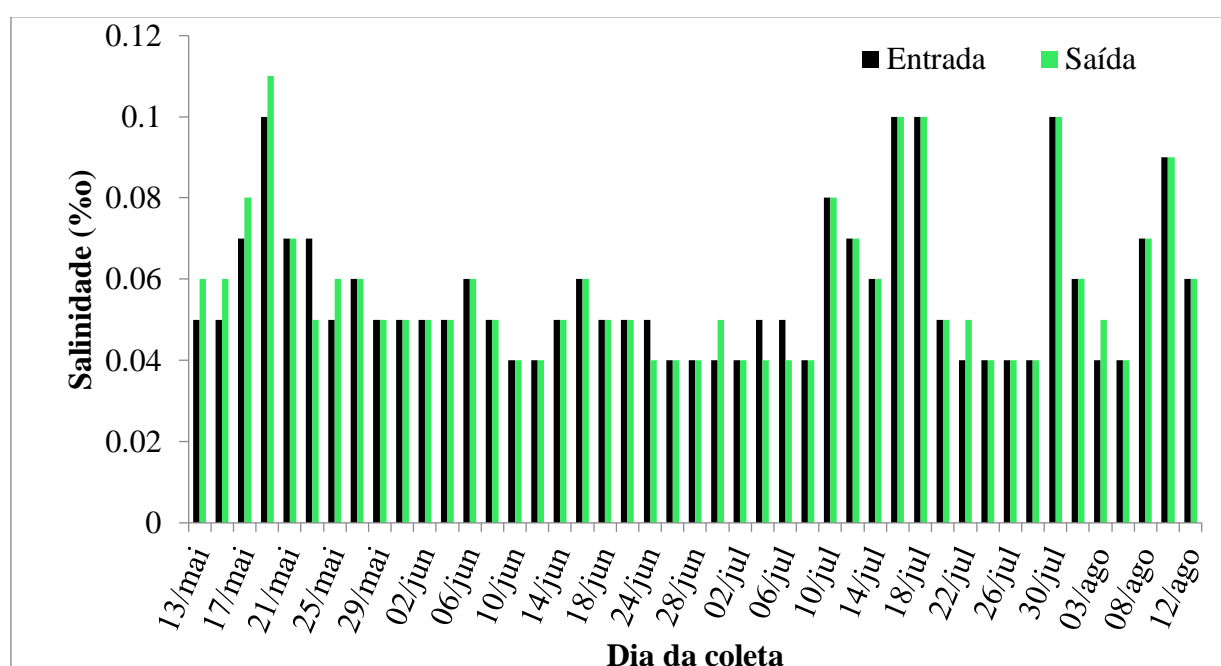
Os resultados da salinidade da água da etapa 1, analisados diretamente no local de instalação da CALF-CAG são apresentados na Tabela 11 e na Figura 18.

Tabela 11 – Salinidade da água, da entrada e da saída da GALF-CAG, durante a primeira etapa.

Ponto	Dia	Salinidade (‰)		Ponto	Dia	Salinidade (‰)	
		Entrada	Saída			Entrada	Saída
0	13/05/18	0,05	0,06	23	30/06/18	0,04	0,05
1	15/05/18	0,05	0,06	24	02/07/18	0,04	0,04
2	17/05/18	0,07	0,08	25	04/07/18	0,05	0,04
3	19/05/18	0,10	0,11	26	06/07/18	0,05	0,04
4	21/05/18	0,07	0,07	27	08/07/18	0,04	0,04
5	23/05/18	0,07	0,05	28	10/07/18	0,08	0,08
6	25/05/18	0,05	0,06	29	12/07/18	0,07	0,07
7	27/05/18	0,06	0,06	30	14/07/18	0,06	0,06
8	29/05/18	0,05	0,05	31	16/07/18	0,10	0,10
9	31/05/18	0,05	0,05	32	18/07/18	0,10	0,10
10	02/06/18	0,05	0,05	33	20/07/18	0,05	0,05
11	04/06/18	0,05	0,05	34	22/07/18	0,04	0,05
12	06/06/18	0,06	0,06	35	24/07/18	0,04	0,04
13	08/06/18	0,05	0,05	36	26/07/18	0,04	0,04
14	10/06/18	0,04	0,04	37	28/07/18	0,04	0,04
15	12/06/18	0,04	0,04	38	30/07/18	0,10	0,10
16	14/06/18	0,05	0,05	39	01/08/18	0,06	0,06
17	16/06/18	0,06	0,06	40	03/08/18	0,04	0,05
18	18/06/18	0,05	0,05	41	05/08/18	0,04	0,04
19	20/06/18	0,05	0,05	42	08/08/18	0,07	0,07
20	24/06/18	0,05	0,04	43	10/08/18	0,09	0,09
21	26/06/18	0,04	0,04	44	12/08/18	0,06	0,06
22	28/06/18	0,04	0,04				

Fonte: Autora, 2018. Nota: Erro de leitura do equipamento = $\pm 1,0$ % da leitura.

Figura 18 - Variação da salinidade da água, na entrada e na saída da CALF-CAG, na etapa 1.



Fonte: Autora, 2018.

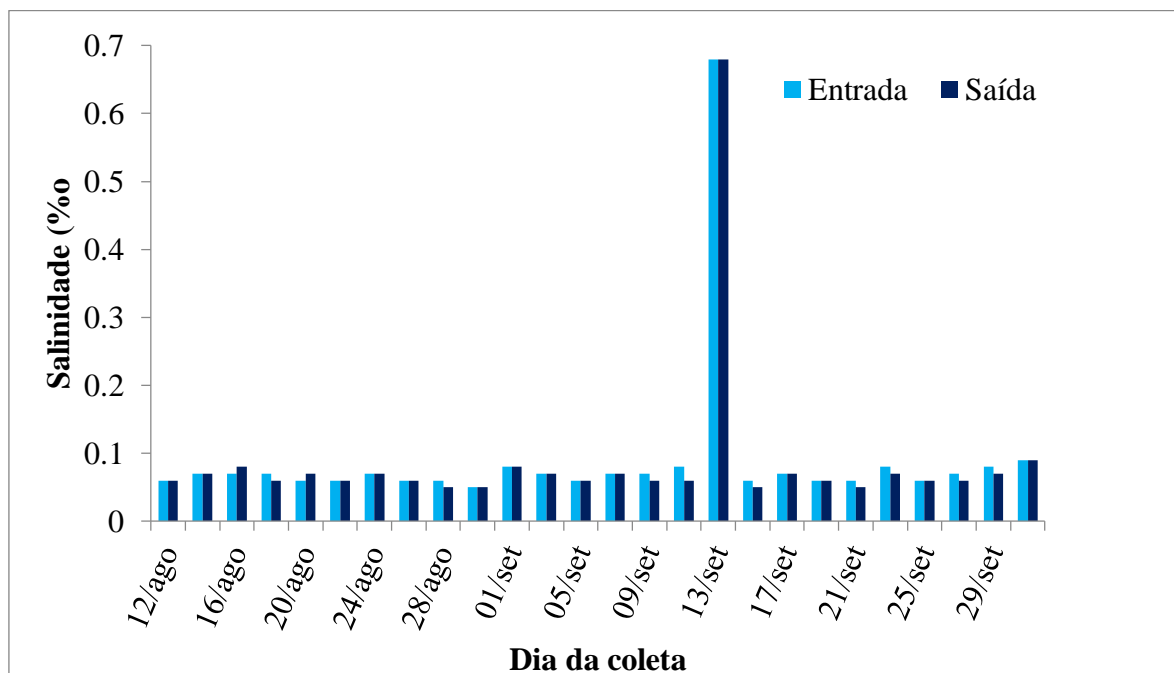
Os resultados da salinidade da etapa 2, analisados diretamente no local de instalação da CALF-CAG são apresentados na Tabela 12 e na Figura 19.

Tabela 12 - Variação da salinidade da água, na entrada e na saída da CALF-CAG, na etapa 2.

Ponto	Dia	Salinidade (‰)		Ponto	Dia	Salinidade (‰)	
		Entrada	Saída			Entrada	Saída
0	12/08/18	0,06	0,06	13	07/09/18	0,07	0,07
1	14/08/18	0,07	0,07	14	09/09/18	0,07	0,06
2	16/08/18	0,07	0,08	15	11/09/18	0,08	0,06
3	18/08/18	0,07	0,06	16	13/09/18	0,68	0,68
4	20/08/18	0,06	0,07	17	15/09/18	0,06	0,05
5	22/08/18	0,06	0,06	18	17/09/18	0,07	0,07
6	24/08/18	0,07	0,07	19	19/09/18	0,06	0,06
7	26/08/18	0,06	0,06	20	21/09/18	0,06	0,05
8	28/08/18	0,06	0,05	21	23/09/18	0,08	0,07
9	30/08/18	0,05	0,05	22	25/09/18	0,06	0,06
10	01/09/18	0,08	0,08	23	27/09/18	0,07	0,06
11	03/09/18	0,07	0,07	24	29/09/18	0,08	0,07
12	05/09/18	0,06	0,06	25	01/10/18	0,09	0,09

Fonte: Autora, 2018. Nota: Erro de leitura do equipamento = $\pm 1,0$ % da leitura.

Figura 19 - Variação da salinidade da água, na entrada e na saída da CALF-CAG, na etapa 2.



Fonte: Autora, 2018.

Nesta primeira etapa observa-se em todos os pontos, a salinidade da água foi maior que 0,04 % e o maior valor foi de 0,11 %. Verifica-se ainda que em apenas 4 pontos houve uma redução da salinidade e logo no início da operação ocorreu um aumento da salinidade na saída da CALF-CAG e em 73,33 % das amostras não tiveram variação.

Observando os resultados da Tabela 12 e da Figura 19, referente ao período após a retrolavagem, verifica-se um *outlier*: o valor de 0,68 ‰ para a salinidade, enquanto os demais valores não passaram de 0,08 ‰. O menor valor para a salinidade foi de 0,05 ‰ no Ponto 9.

Analisando ainda esses resultados, é possível observar que 57,69 % das amostras não tiveram variação da entrada para a saída da CALF-CAG e, em 30,77 % tiveram uma redução da salinidade. Comparando as duas etapas, nota-se que na primeira etapa, a salinidade registrada na maioria dos casos foi 0,001 ‰ mais baixa que na segunda etapa e, na maioria dos casos, ela não ultrapassou o valor de 0,1 ‰.

Assim como os parâmetros anteriores citados, a Portaria de Consolidação Nº 05/2017 do MS não estabelece um valor de regularização para a salinidade (BRASIL, 2017).

A salinidade está relacionada com a presença de sais neutros (cloretos e sulfatos de cálcio, magnésio, sódio e potássio) e águas subterrâneas geralmente possuem uma maior teor destes sais que as águas superficiais, entretanto, valores atípicos para determinado local pode ser relacionado a poluição de esgoto doméstico (HELLER; PÁDUA, 2011). Como observado apenas na data de 13 de setembro um valor atípico em relação aos demais dias de análise, afirma-se que nesta data houve alguma forma de poluição em algum ponto que afetou a água de abastecimento da comunidade.

4.6 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO

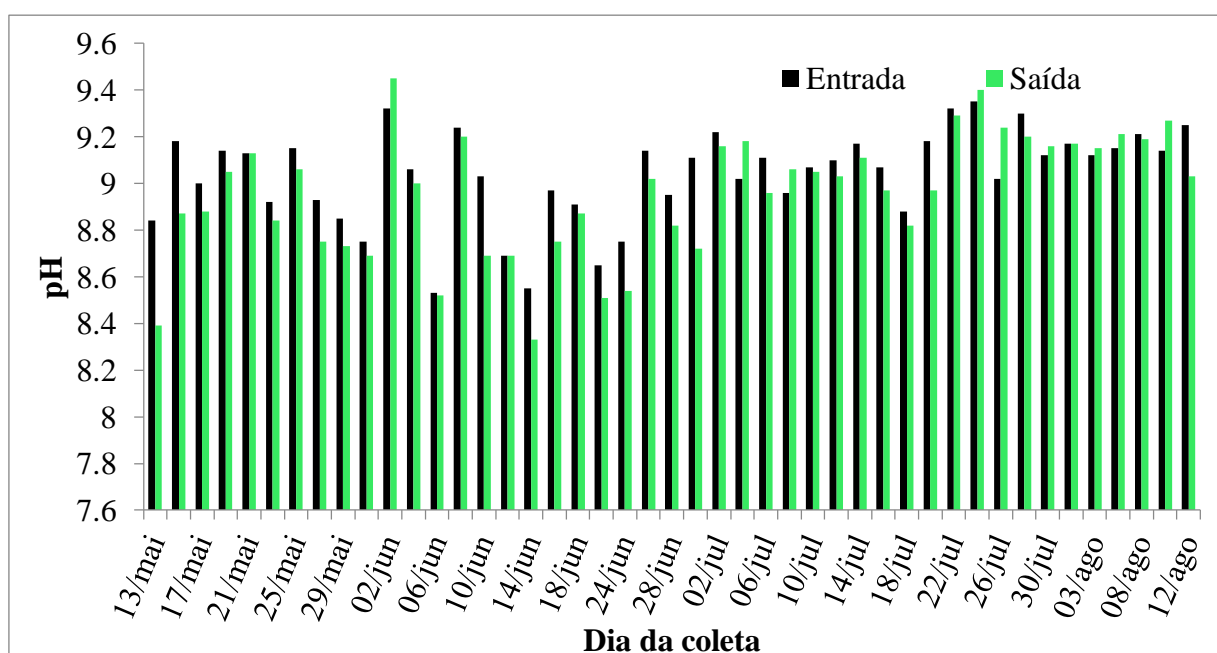
Os resultados do potencial hidrogeniônico (pH) da água na etapa 1, analisados diretamente no local de instalação da CALF-CAG são apresentados na Tabela 13 e na Figura 20.

Tabela 13 – Variação do pH da água, na entrada e na saída da GALF-CAG, durante a primeira etapa.

Ponto	Dia	pH		Ponto	Dia	pH	
		Entrada	Saída			Entrada	Saída
0	13/05/18	8,84	8,39	23	30/06/18	9,11	8,72
1	15/05/18	9,18	8,87	24	02/07/18	9,22	9,16
2	17/05/18	9,00	8,88	25	04/07/18	9,02	9,18
3	19/05/18	9,14	9,05	26	06/07/18	9,11	8,96
4	21/05/18	9,13	9,13	27	08/07/18	8,96	9,06
5	23/05/18	8,92	8,84	28	10/07/18	9,07	9,05
6	25/05/18	9,15	9,06	29	12/07/18	9,10	9,03
7	27/05/18	8,93	8,75	30	14/07/18	9,17	9,11
8	29/05/18	8,85	8,73	31	16/07/18	9,07	8,97
9	31/05/18	8,75	8,69	32	18/07/18	8,88	8,82
10	02/06/18	9,32	9,45	33	20/07/18	9,18	8,97
11	04/06/18	9,06	9,00	34	22/07/18	9,32	9,29
12	06/06/18	8,53	8,52	35	24/07/18	9,35	9,40
13	08/06/18	9,24	9,2	36	26/07/18	9,02	9,24
14	10/06/18	9,03	8,69	37	28/07/18	9,30	9,2
15	12/06/18	8,69	8,69	38	30/07/18	9,12	9,16
16	14/06/18	8,55	8,33	39	01/08/18	9,17	9,17
17	16/06/18	8,97	8,75	40	03/08/18	9,12	9,15
18	18/06/18	8,91	8,87	41	05/08/18	9,15	9,21
19	20/06/18	8,65	8,51	42	08/08/18	9,21	9,19
20	24/06/18	8,75	8,54	43	10/08/18	9,14	9,27
21	26/06/18	9,14	9,02	44	12/08/18	9,25	9,03
22	28/06/18	8,95	8,82				

Fonte: Autora, 2018. Nota: Erro de leitura do equipamento = $\pm 0,2$ % da leitura.

Figura 20 - Variação do pH da água, na entrada e na saída da CALF-CAG, na etapa 1.



Fonte: Autora, 2018.

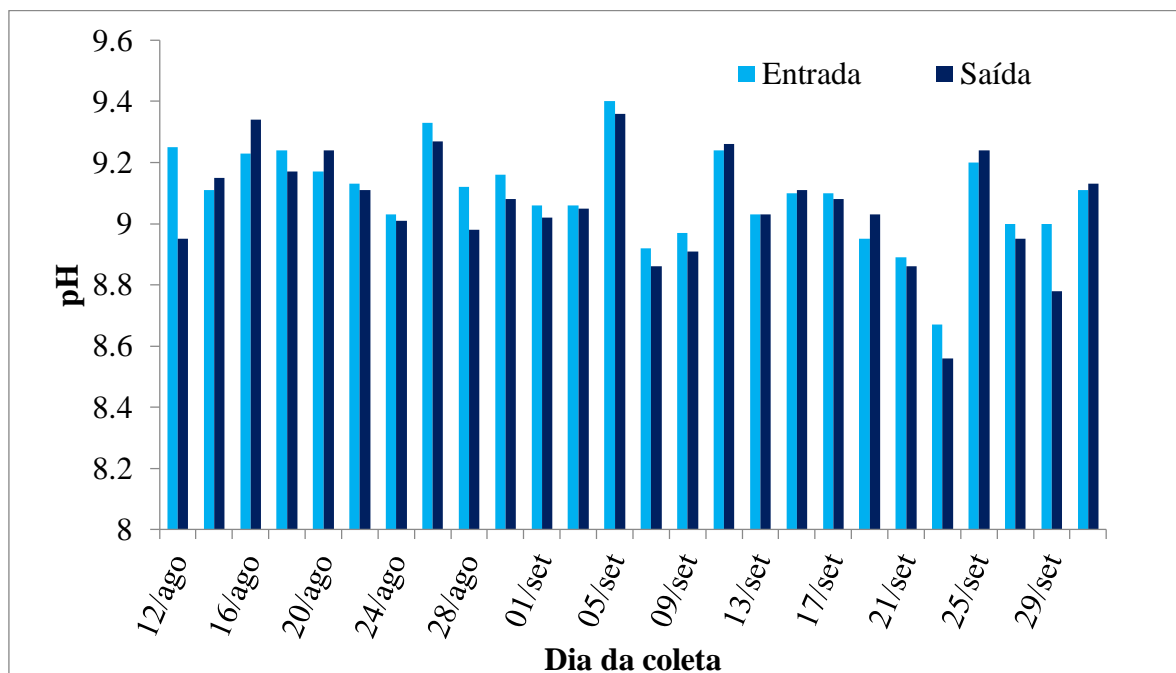
Os resultados do pH da água bruta e tratada na etapa 2, analisados diretamente no local de instalação da CALF-CAG são apresentados na Tabela 14 e na Figura 21.

Tabela 14 – Variação do pH da água, na entrada e na saída da CALF-CAG, na etapa 2.

Ponto	Dia	pH		Ponto	Dia	pH	
		Entrada	Saída			Entrada	Saída
0	12/08/18	9,25	8,95	13	07/09/18	8,92	8,86
1	14/08/18	9,11	9,15	14	09/09/18	8,97	8,91
2	16/08/18	9,23	9,34	15	11/09/18	9,24	9,26
3	18/08/18	9,24	9,17	16	13/09/18	9,03	9,03
4	20/08/18	9,17	9,24	17	15/09/18	9,10	9,11
5	22/08/18	9,13	9,11	18	17/09/18	9,10	9,08
6	24/08/18	9,03	9,01	19	19/09/18	8,95	9,03
7	26/08/18	9,33	9,27	20	21/09/18	8,89	8,86
8	28/08/18	9,12	8,98	21	23/09/18	8,67	8,56
9	30/08/18	9,16	9,08	22	25/09/18	9,20	9,24
10	01/09/18	9,06	9,02	23	27/09/18	9,00	8,95
11	03/09/18	9,06	9,05	24	29/09/18	9,00	8,78
12	05/09/18	9,40	9,36	25	01/10/18	9,11	9,13

Fonte: Autora, 2018. Nota: Erro de leitura do equipamento = $\pm 0,2$ % da leitura.

Figura 21 - Variação do pH da água, na entrada e na saída da CALF-CAG, na etapa 2.



Fonte: Autora, 2018.

As análises dos dados da primeira etapa demonstram que o pH se apresentou em todos os dias acima de 8,33 e o maior valor chegou a atingir 9,45, ambos na saída da CALF-CAG. Também se percebe que em 80 % dos casos a coluna foi eficiente na redução do pH, reduzindo em média, $0,08 \pm 0,14$ unidade de pH, mas chegou a reduzir em até 0,45 unidades de pH logo no início da operação.

Nos resultados obtidos para o período após a retrolavagem, observa-se que pH variou de 8,56 a 9,4, e a maior variação entre a entrada e a saída foi de 0,22, no Ponto 24. Assim verifica-se uma redução de pH na saída em 65,38 % das amostras, e, em média, houve uma redução média de $0,04 \pm 0,09$ unidades de pH na saída, em relação a entrada.

Destaca-se que a pequena variação do pH não tem interferência do pH do CAG, pois o preparo do mesmo, que consiste na sua lavagem até ocorrer a estabilidade do mesmo em meio a água destilada.

De acordo com a Portaria de Consolidação Nº 05/2017 do MS, a variação do pH indicado para fins de abastecimento público é de 6,0 a 9,5. Sendo assim, a água em todos os momentos se encontrava em conformidade com a referida portaria.

4.7 PERDA DE CARGA

Devido à necessidade de manter o nível da água acima do leito fixo de CAG e dificuldade de verificar a real altura final do mesmo, devido à suspensão do CAG ao final de sua adição, na etapa 1 iniciou-se a operação com 105 cm de água. Após completa deposição do CAG, verificou-se que a altura final do LF permaneceu em 70 cm de altura da CALF-CAG.

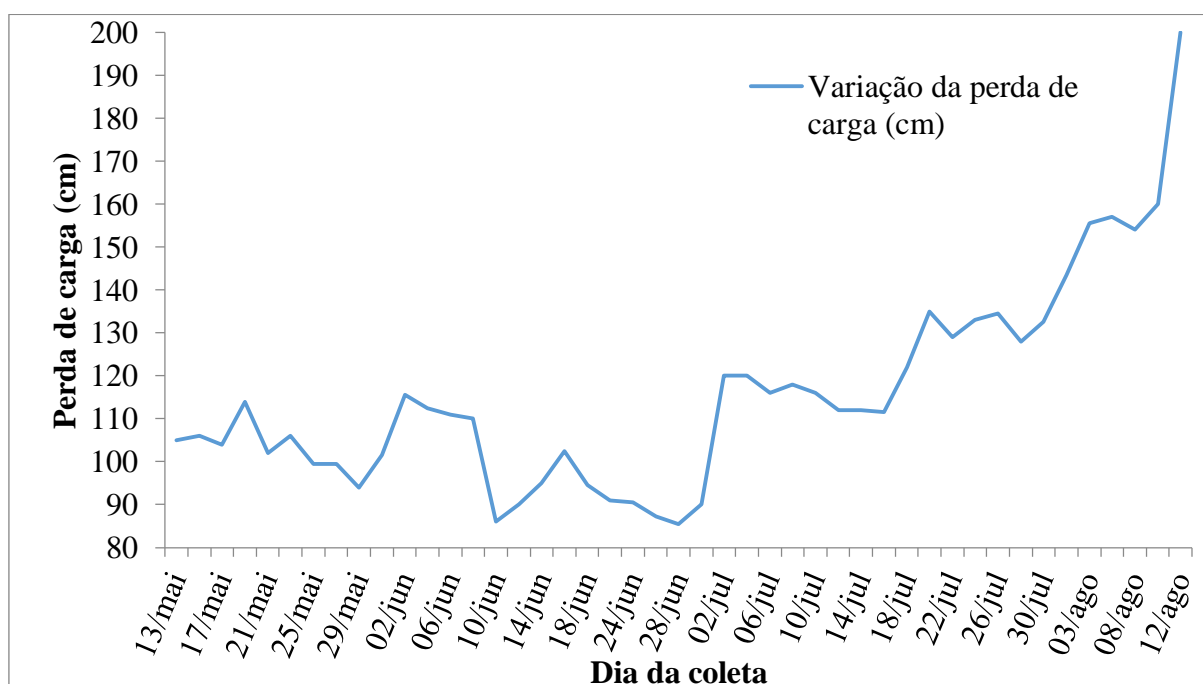
Os resultados da perda de carga do sistema na etapa 1, analisadas diretamente no local de instalação da CALF-CAG são apresentados na Tabela 15 e na Figura 22.

Tabela 15 – Perda de carga do sistema GALF-CAG, durante a primeira etapa.

Ponto	Dia	Perda de carga (cm)	Ponto	Dia	Perda de carga (cm)
0	13/05/18	105,0	23	30/06/18	90,0
1	15/05/18	106,0	24	02/07/18	120,0
2	17/05/18	104,0	25	04/07/18	120,0
3	19/05/18	114,0	26	06/07/18	116,0
4	21/05/18	102,0	27	08/07/18	118,0
5	23/05/18	106,0	28	10/07/18	116,0
6	25/05/18	99,5	29	12/07/18	112,0
7	27/05/18	99,5	30	14/07/18	112,0
8	29/05/18	94,0	31	16/07/18	111,5
9	31/05/18	101,5	32	18/07/18	122,0
10	02/06/18	115,5	33	20/07/18	135,0
11	04/06/18	112,5	34	22/07/18	129,0
12	06/06/18	111,0	35	24/07/18	133,0
13	08/06/18	110,0	36	26/07/18	134,5
14	10/06/18	86,0	37	28/07/18	128,0
15	12/06/18	90,0	38	30/07/18	132,5
16	14/06/18	95,0	39	01/08/18	143,5
17	16/06/18	102,5	40	03/08/18	155,5
18	18/06/18	94,5	41	05/08/18	157,0
19	20/06/18	91,0	42	08/08/18	154,0
20	24/06/18	90,5	43	10/08/18	160,0
21	26/06/18	87,3	44	12/08/18	200,0
22	28/06/18	85,4			90,0

Fonte: Autora, 2018. Nota: Erro de leitura = $\pm 0,5$ mm.

Figura 22 – Perda de carga no sistema CALF-CAG, na etapa 1.



Fonte: Autora, 2018.

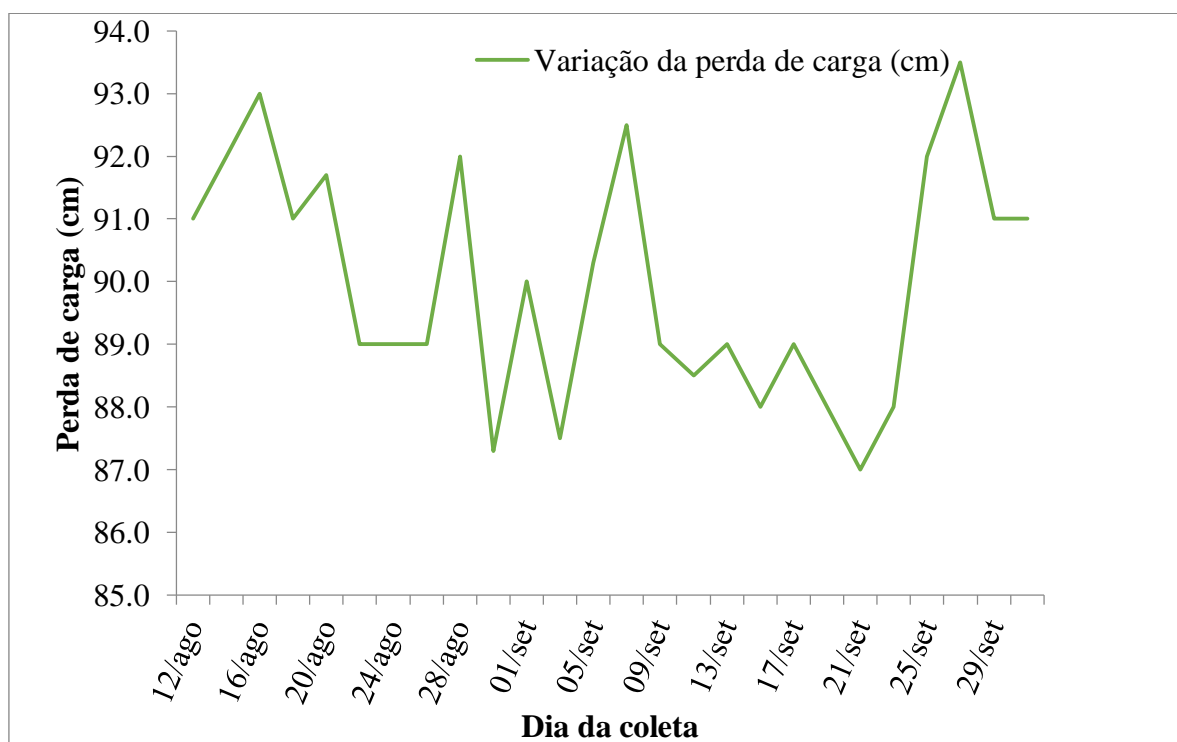
Os resultados da perda de carga da etapa 2, analisados diretamente no local de instalação da CALF-CAG são apresentados na Tabela 16 e na Figura 23.

Tabela 16 – Variação da perda de carga do sistema da CALF-CAG, após a retrolavagem.

Ponto	Dia	Perda de carga (cm)	Ponto	Dia	Perda de carga (cm)
0	12/08/18	91,0	13	07/09/18	92,5
1	14/08/18	92,0	14	09/09/18	89,0
2	16/08/18	93,0	15	11/09/18	88,5
3	18/08/18	91,0	16	13/09/18	89,0
4	20/08/18	91,7	17	15/09/18	88,0
5	22/08/18	89,0	18	17/09/18	89,0
6	24/08/18	89,0	19	19/09/18	88,0
7	26/08/18	89,0	20	21/09/18	87,0
8	28/08/18	92,0	21	23/09/18	88,0
9	30/08/18	87,3	22	25/09/18	92,0
10	01/09/18	90,0	23	27/09/18	93,5
11	03/09/18	87,5	24	29/09/18	91,0
12	05/09/18	90,3	25	01/10/18	91,0

Fonte: Autora, 2018. Nota: Erro de leitura = $\pm 0,5$ mm.

Figura 23 – Variação da perda de carga do sistema CALF-CAG, na etapa 2.



Fonte: Autora, 2018.

Conforme os resultados da etapa 1, percebe-se a maior variação da perda de carga e inconstância até o Ponto 22. Também é possível verificar que a perda de carga se reduziu e se aproximou do nível do CAG (80 cm) no Ponto 14 e no Ponto 22. Após esse último ponto, a perda de carga sofreu algumas variações, mas teve um comportamento semelhante e não se reduziu mais bruscamente, até atingir a perda de carga máxima de 200 cm. Assim, foi realizada a retrolavagem.

Na operação da CALF-CAG na etapa 2, devido à dificuldade observar inicialmente a altura final do CAG, iniciou-se a operação da CALF-CAG com o nível da água em 91,0 cm de altura. Assim, após completa deposição do CAG, verificou-se que a altura final do LF estava em 67 cm de altura na coluna, devido a perdas no processo de retrolavagem.

Nos resultados da perda de carga para a etapa 2, verifica-se um comportamento com variações de no máximo 3,5 cm em relação à altura da água inicial de operação.

Observando os resultados dos dois períodos, principalmente em relação à primeira etapa, percebeu-se que até o Ponto 22 houve variações na perda de carga no sentido de aumentar e diminuir o nível. Assim, verificou-se a variação da vazão na entrada e na saída, sem haver sido qualquer alteração nos registros e, não ter ocorrido falta de fornecimento de água. Portanto, ao comparar com os valores de temperatura, percebe-se uma relação entre a variação da perda de carga e da temperatura: temperaturas mais frias geram maior contração de tubulações e aumenta a viscosidade da água; maior temperatura aumenta a dilatação das tubulações e viscosidade da água (FOX; McDONALD; PRITCHARD, 2011). Consequentemente, com o aumento da temperatura da água na saída, ocorreu uma redução à perda de carga da CALF-CAG, por ela ter recebido uma vazão menor do que escoava na saída; e com a redução da temperatura na saída, ocorria um aumento da perda de carga por estar recebendo uma vazão maior na entrada que escoava. Após o ponto 22, observa-se uma menor variação na temperatura, e a perda de carga passa a ser relacionada à colmatação do meio filtrante.

No estudo de Alves (2017) verificou-se que a presença partículas relacionadas a cor e turbidez ocasionam a obstrução dos macroporos, chamado de colmatação, impedindo a chegada de partículas, como os agrotóxicos, aos meso e microporos. Essa afirmação se deve ao fato de após executar a retrolavagem, verificarem a desobstrução dos macroporos e a coluna de adsorção de CAG continuou a adsorver agrotóxicos. Portanto, a saturação ocorre quando todos os poros estão preenchidos.

A segunda etapa de operação da CALF-CAG foi após a retrolavagem da CALF-CAG, e nessa limpeza houve uma grande remoção de partículas de CAG. Assim, ocorreu uma

redução das variações de cor aparente, turbidez e sólidos totais na saída em relação à entrada, pode-se confirmar que as variações da primeira etapa foram devidas a remoção de pequenas partículas do CAG e dificulta a análise da eficiência da CALF-CAG em relação à remoção deste parâmetro.

Também se percebeu o desenvolvimento de microrganismos na metade do período de operação até o final dela, em ambos os casos, dia 06 de julho na primeira etapa e 01 de setembro, na etapa 2. Essa percepção foi devido à formação de uma camada esverdeada em torno do LF, conhecida como algas verdes (Filo Chlorophyta). Essas algas podem também ter influenciado na obstrução dos poros e colmatação da CALF-CAG, visto que a percepção do desenvolvimento das algas verdes foi justamente quando começou a ocorrer um aumento da perda de carga.

O aumento da perda de carga pode estar relacionado principalmente a remoção de turbidez, cor, MON e demais sólidos totais presentes na água, pelo CAG, o qual os retém e com o aumento da remoção dos mesmos, ocorre uma redução dos poros disponíveis para a passagem da água e de sólidos, diminuindo a vazão de saída e aumentando a perda de carga (ALVES, 2017).

4.8 COR APARENTE

A realização da leitura deste parâmetro com o Colorímetro utilizado, utilizou-se como padrão de calibração 0 uH, a água destilada disponível no laboratório, assim como indicado no manual do equipamento.

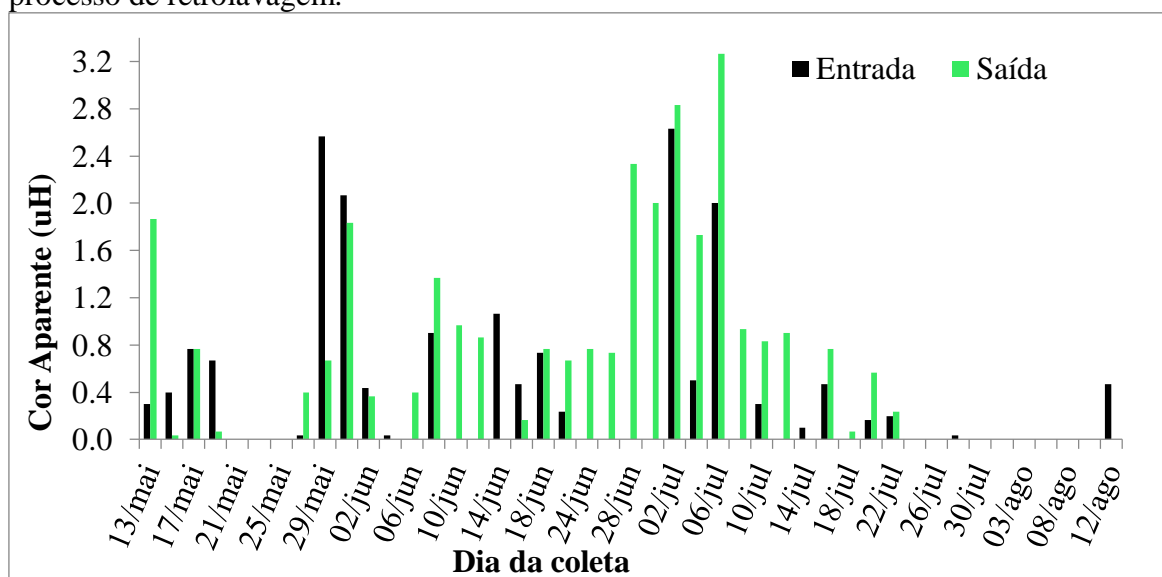
Os resultados de cor aparente da água da etapa 1, analisados em laboratório, por meio de amostras de água da entrada e saída da CALF-CAG são apresentados na Tabela 17 e na Figura 24.

Tabela 17 – Cor aparente da água, na entrada e na saída da GALF-CAG, a etapa 1.

Ponto	Dia	Cor aparente (uH)		Eficiência (%)	Ponto	Dia	Cor aparente (uH)		Eficiência (%)
		Entrada	Saída				Entrada	Saída	
0	13/05/18	0,3	1,9	-522,2	23	30/06/18	0,0	2,0	-
1	15/05/18	0,4	0,0*	91,7	24	02/07/18	2,6	2,8	-7,6
2	17/05/18	0,8	0,8	0,0	25	04/07/18	0,5	1,7	-246,7
3	19/05/18	0,7	0,1	90,0	26	06/07/18	2,0	3,3	-63,3
4	21/05/18	0,0	0,0	-	27	08/07/18	0,0	0,9	-
5	23/05/18	0,0	0,0	-	28	10/07/18	0,3	0,8	-177,8
6	25/05/18	0,0	0,0	-	29	12/07/18	0,0	0,9	-
7	27/05/18	0,0	0,4	-1100,0	30	14/07/18	0,1	0,0	100,0
8	29/05/18	2,6	0,7	74,0	31	16/07/18	0,5	0,8	-64,3
9	31/05/18	2,1	1,8	11,3	32	18/07/18	0,0	0,1	-
10	02/06/18	0,4	0,4	15,4	33	20/07/18	0,2	0,6	-240,0
11	04/06/18	0,0	0,0	100,0	34	22/07/18	0,2	0,2	-16,7
12	06/06/18	0,0	0,4	-	35	24/07/18	0,0	0,0	-
13	08/06/18	0,9	1,4	-51,9	36	26/07/18	0,0	0,0	-
14	10/06/18	0,0	1,0	-	37	28/07/18	0,0	0,0	100,0
15	12/06/18	0,0	0,9	-	38	30/07/18	0,0	0,0	-
16	14/06/18	1,1	0,0	100,0	39	01/08/18	0,0	0,0	-
17	16/06/18	0,5	0,2	64,3	40	03/08/18	0,0	0,0	-
18	18/06/18	0,7	0,8	-4,5	41	05/08/18	0,0	0,0	-
19	20/06/18	0,2	0,7	-185,7	42	08/08/18	0,0	0,0	-
20	24/06/18	0,0	0,8	-	43	10/08/18	0,0	0,0	-
21	26/06/18	0,0	0,7	-	44	12/08/18	0,5	0,0	100,0
22	28/06/18	0,0	2,3	-					

Fonte: Autora, 2018. Nota: Erro de leitura do equipamento = $\pm 1,0$ % da leitura. * Cor 0 uH é equivalente a cor da água destilada.

Figura 24 – Variação cor aparente da água, na entrada e na saída da CALF-CAG, antes do processo de retrolavagem.



Fonte: Autora, 2018. Nota: Cor igual à zero significa ser igual a da água destilada.

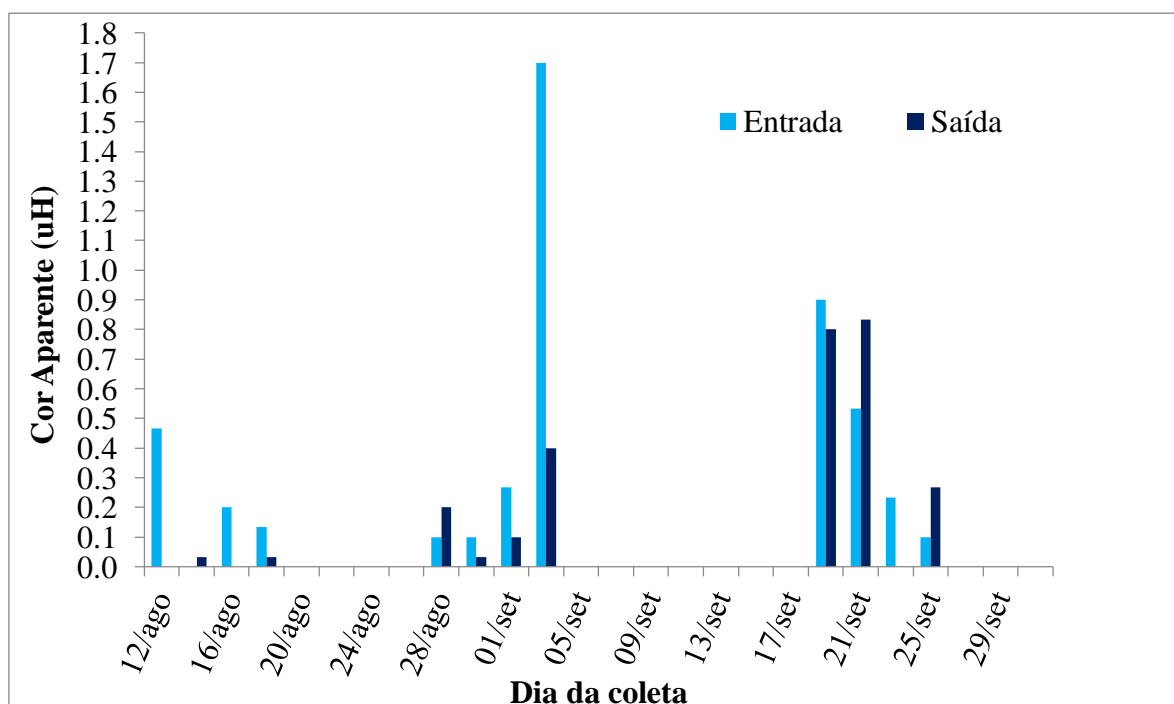
Os resultados de cor aparente (uH) da água, analisados em laboratório, por meio de amostras de água da entrada e saída da CALF-CAG, são apresentados na Tabela 18 e na Figura 25, respectivo ao período após a retrolavagem.

Tabela 18 – Variação da cor aparente da água, na entrada e na saída da CALF-CAG, após a retrolavagem.

Ponto	Dia	Cor aparente (uH)		Eficiência (%)	Ponto	Dia	Cor aparente (uH)		Eficiência (%)
		Entrada	Saída				Entrada	Saída	
0	12/08/18	0,5	0,0*	100,0	13	07/09/18	0,0	0,0	-
1	14/08/18	0,0	0,0	-	14	09/09/18	0,0	0,0	-
2	16/08/18	0,2	0,0	100,0	15	11/09/18	0,0	0,0	-
3	18/08/18	0,1	0,0	75,0	16	13/09/18	0,0	0,0	-
4	20/08/18	0,0	0,0	-	17	15/09/18	0,0	0,0	-
5	22/08/18	0,0	0,0	-	18	17/09/18	0,0	0,0	-
6	24/08/18	0,0	0,0	-	19	19/09/18	0,9	0,8	11,1
7	26/08/18	0,0	0,0	-	20	21/09/18	0,5	0,8	-56,3
8	28/08/18	0,1	0,2	-100,0	21	23/09/18	0,2	0,0	100,0
9	30/08/18	0,1	0,0	66,7	22	25/09/18	0,1	0,3	-166,7
10	01/09/18	0,3	0,1	62,5	23	27/09/18	0,0	0,0	-
11	03/09/18	1,7	0,4	76,5	24	29/09/18	0,0	0,0	-
12	05/09/18	0,0	0,0	-	25	01/10/18	0,0	0,0	-

Fonte: Autora, 2018. Nota: Erro de leitura do equipamento = $\pm 1,0$ % da leitura. *Cor 0 uH é equivalente a cor da água destilada.

Figura 25 – Variação da cor aparente da água, na entrada e na saída da CALF-CAG, após a retrolavagem.



Fonte: Autora, 2018. Nota: Cor igual à zero significa ser igual a da água destilada.

Ao iniciar a operação (etapa 1), verificou-se que havia um maior valor de cor aparente na saída da CALF-CAG, resultado do transporte de partículas do CAG que não foram removidas completamente no procedimento de preparação do mesmo. Somando os valores de cor aparente da entrada e da saída até o Ponto 20, e desconsiderando o Ponto 0, percebe-se que ocorreu remoção de sólidos dissolvidos responsáveis pela cor da água, pois a soma da cor na entrada é maior que a soma na saída.

Na etapa 2, foi possível observar que em 46,1 % das amostras a cor aparente foi igual à cor do padrão 0. Nos demais dias de análise, verificou-se que ocorreu uma redução de cor aparente na saída para 8 pontos e um possível arrasto de partículas suspensas e dissolvidas em 4 pontos (dia 14/08, 28/08, 21/09 e 25/09).

Na primeira etapa, a somatória da cor aparente na saída foi menor que a somatória na entrada. O contrário foi observado antes da retrolavagem: o somatório da cor aparente na saída foi maior que na entrada, e se deve ao arrasto de partículas do meio filtrante, principalmente partículas em suspensão, uma vez que a cor aparente é a realização da leitura sem a remoção das partículas em suspensão, e esse fenômeno de arrasto também foi detectado na turbidez e nos sólidos totais (apresentados posteriormente nos itens subsequentes) (HELLER; PÁDUA, 2011; VON SPERLING, 1996).

Os maiores valores de cor aparente obtidos na entrada da CALF-CAG foram de 2,6 uH e 1,6 uH, respectivamente a primeira etapa e a etapa após a retrolavagem e, os maiores valores na saída foram de 3,3 uH e 0,8 uH, na primeira etapa e após a retrolavagem, respectivamente. Estes valores encontram-se em acordo com o exigido em lei, pois são menores que o VMP estabelecido pela Portaria de Consolidação Nº 05/2017, a qual estabelece um valor de 15 uH como VMP para consumo humano. Este resultado corrobora com o descrito por Agnes (2017), em seu estudo, todos os poços do município de Campina das Missões estavam em conformidade com essa portaria, nos períodos de análises.

4.9 TURBIDEZ

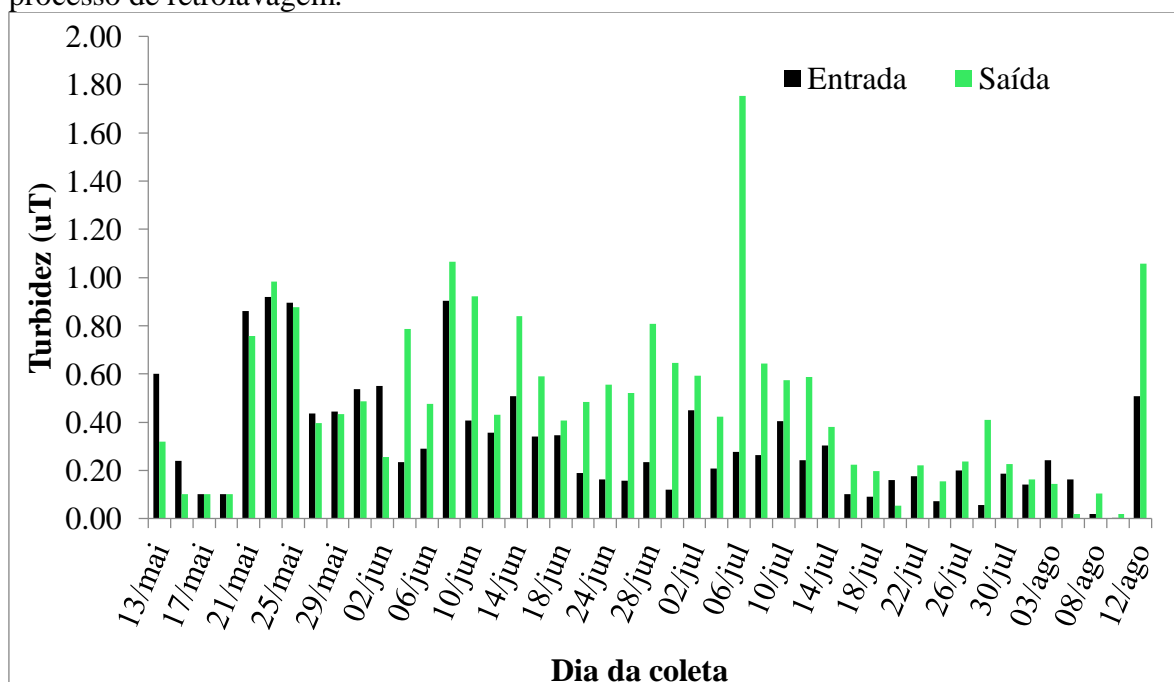
Os resultados de turbidez da água da etapa 1, analisados em laboratório, por meio de amostras de água na entrada e saída na CALF-CAG são apresentados na Tabela 19 e na Figura 26.

Tabela 19 – Turbidez da água, na entrada e na saída da CALF-CAG, durante a primeira etapa.

Ponto	Dia	Turbidez (uT)		Eficiência (%)	Ponto	Dia	Turbidez (uT)		Eficiência (%)
		Entrada	Saída				Entrada	Saída	
0	13/05/18	0,60	0,32	46,67	23	30/06/18	0,12	0,65	-438,89
1	15/05/18	0,24	0,10	58,33	24	02/07/18	0,45	0,59	-31,85
2	17/05/18	0,10	0,10	0,00	25	04/07/18	0,21	0,42	-104,84
3	19/05/18	0,10	0,10	0,00	26	06/07/18	0,28	1,75	-533,73
4	21/05/18	0,86	0,76	12,02	27	08/07/18	0,26	0,64	-144,30
5	23/05/18	0,92	0,98	-6,88	28	10/07/18	0,40	0,57	-42,15
6	25/05/18	0,90	0,88	2,23	29	12/07/18	0,24	0,59	-141,10
7	27/05/18	0,44	0,40	9,16	30	14/07/18	0,30	0,38	-25,27
8	29/05/18	0,44	0,43	2,26	31	16/07/18	0,10	0,22	-123,33
9	31/05/18	0,54	0,49	9,32	32	18/07/18	0,09	0,20	-118,52
10	02/06/18	0,55	0,26	53,33	33	20/07/18	0,16	0,05	66,67
11	04/06/18	0,23	0,79	-237,14	34	22/07/18	0,18	0,22	-24,53
12	06/06/18	0,29	0,48	-64,37	35	24/07/18	0,07	0,15	-109,09
13	08/06/18	0,90	1,07	-18,08	36	26/07/18	0,20	0,24	-18,33
14	10/06/18	0,41	0,92	-127,05	37	28/07/18	0,06	0,41	-619,30
15	12/06/18	0,36	0,43	-20,56	38	30/07/18	0,19	0,23	-21,43
16	14/06/18	0,51	0,84	-65,79	39	01/08/18	0,14	0,16	-16,67
17	16/06/18	0,34	0,59	-73,53	40	03/08/18	0,24	0,14	41,10
18	18/06/18	0,35	0,41	-17,31	41	05/08/18	0,16	0,02	87,76
19	20/06/18	0,19	0,48	-154,39	42	08/08/18	0,02	0,10	-416,67
20	24/06/18	0,16	0,56	-240,82	43	10/08/18	0,00	0,02	-900,00
21	26/06/18	0,16	0,52	-231,91	44	12/08/18	0,51	1,06	-108,55
22	28/06/18	0,23	0,81	-245,71					

Fonte: Autora, 2018. Nota: Erro de leitura do equipamento = $\pm 2,0$ % da leitura.

Figura 26 - Variação da turbidez da água, na entrada e na saída da CALF-CAG, antes do processo de retrolavagem.



Fonte: Autora, 2018.

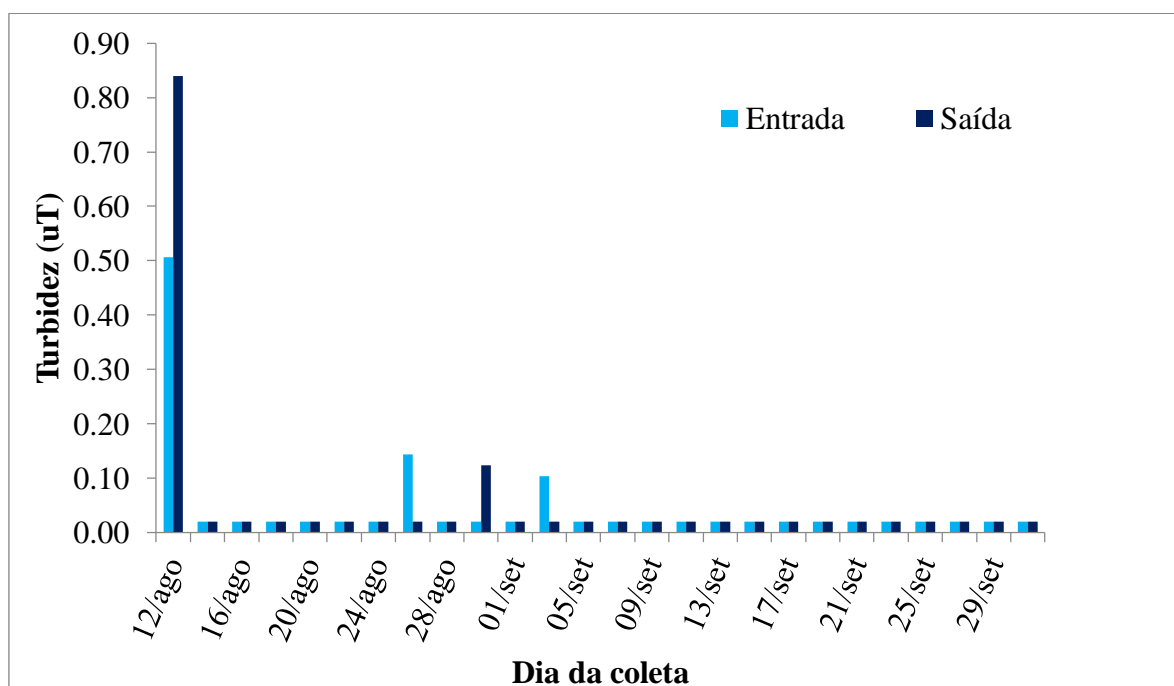
Os resultados de turbidez da água na etapa 2, analisados em laboratório, por meio de amostras de água da entrada e saída da CALF-CAG, são apresentados na Tabela 20 e na Figura 27.

Tabela 20 - Variação da turbidez da água, na entrada e na saída da CALF-CAG, na etapa 2.

Ponto	Dia	Turbidez (uT)		Eficiência (%)	Ponto	Dia	Turbidez (uT)		Eficiência (%)
		Entrada	Saída				Entrada	Saída	
0	12/08/18	0,51	0,84	-65,79	13	07/09/18	0,02	0,02	0,00
1	14/08/18	0,02	0,02	0,00	14	09/09/18	0,02	0,02	0,00
2	16/08/18	0,02	0,02	0,00	15	11/09/18	0,02	0,02	0,00
3	18/08/18	0,02	0,02	0,00	16	13/09/18	0,02	0,02	0,00
4	20/08/18	0,02	0,02	0,00	17	15/09/18	0,02	0,02	0,00
5	22/08/18	0,02	0,02	0,00	18	17/09/18	0,02	0,02	0,00
6	24/08/18	0,02	0,02	0,00	19	19/09/18	0,02	0,02	0,00
7	26/08/18	0,14	0,02	86,05	20	21/09/18	0,02	0,02	0,00
8	28/08/18	0,02	0,02	0,00	21	23/09/18	0,02	0,02	0,00
9	30/08/18	0,02	0,12	-516,67	22	25/09/18	0,02	0,02	0,00
10	01/09/18	0,02	0,02	0,00	23	27/09/18	0,02	0,02	0,00
11	03/09/18	0,10	0,02	80,65	24	29/09/18	0,02	0,02	0,00
12	05/09/18	0,02	0,02	0,00	25	01/10/18	0,02	0,02	0,00

Fonte: Autora, 2018. Nota: Erro de leitura do equipamento = $\pm 2,0\%$ da leitura.

Figura 27 - Variação da turbidez da água, na entrada e na saída da CALF-CAG, na etapa 2.



Fonte: Autora, 2018.

Na etapa 1, a turbidez presente na água de entrada variou de 0,02 a 0,92 uT, na entrada, e na saída, oscilou de 0,02 a 1,75 uT. Observando os resultados foi possível ver que a diferença entre a soma dos valores de turbidez foi maior na entrada que na saída até o Ponto 12. A partir desse momento, as leituras da turbidez das amostras da saída foram maiores que na entrada, com exceção de três, revelando o carregamento de partículas do meio filtrante.

Após a retrolavagem (etapa 2) foi possível observar que houve um carregamento de partículas responsáveis pela turbidez, devido à movimentação causada pela retrolavagem. Após esse momento, a somatória da entrada foi maior que a somatória na saída. Percebe-se assim, pouca variação da turbidez da água de abastecimento. Assim, o maior valor de turbidez foi de 0,84 uT, na saída do Ponto 0, e o menor foi de 0,02 uT na maioria das amostras da entrada e da saída.

Comparando os dois períodos, percebe-se uma menor variação de turbidez no período após a retrolavagem. Isso ocorreu, pois, a segunda etapa de operação, foi após a retrolavagem da CALF-CAG, e nessa limpeza houve uma grande remoção de partículas de CAG que vinham ocasionando um aumento da turbidez na saída. Assim, tem-se uma dificuldade para analisar a eficiência da CALF-CAG em relação a remoção de turbidez da água bruta.

Estudo semelhante foi desenvolvido por Alves (2017), e nesse estudo, a colmatação do leito fixo de CAG, conseqüentemente, o aumento da perda de carga na CALF, foi relacionada principalmente à remoção de turbidez da água bruta pelo leito fixo de CAG. Assim, pode-se relacionar o mesmo ocorrido para esta análise, visto que na etapa 2 houve pouca presença de turbidez e conseqüentemente, não ocorreu a colmatação.

Como a turbidez da água se deve a presença de sólidos em suspensão, tais como algas e outros microrganismos, silte, argila e outros detritos (HELLER; PÁDUA, 2011; VON SPERLING, 1996), o desenvolvimento de microrganismos observado durante os períodos de operação (Figura 28), influenciou também para o aumento de turbidez na saída ao serem arrastadas do meio.

Figura 28 - Desenvolvimento de colônias de algas verdes (limo) no final da operação da CALF-CAG, após a retrolavagem.



Fonte: Autora, 2018.

Os valores observados para turbidez, mesmo com elevação dos valores na saída, permaneceram em acordo ao VMP para potabilidade da água, que é de 5 uT, estabelecido pela Portaria de Consolidação N° 05/2017 do MS (BRASIL, 2017), para águas subterrânea utilizada para o abastecimento público.

4.10 ABSORVÂNCIA ($\lambda - 254 \text{ nm}$)

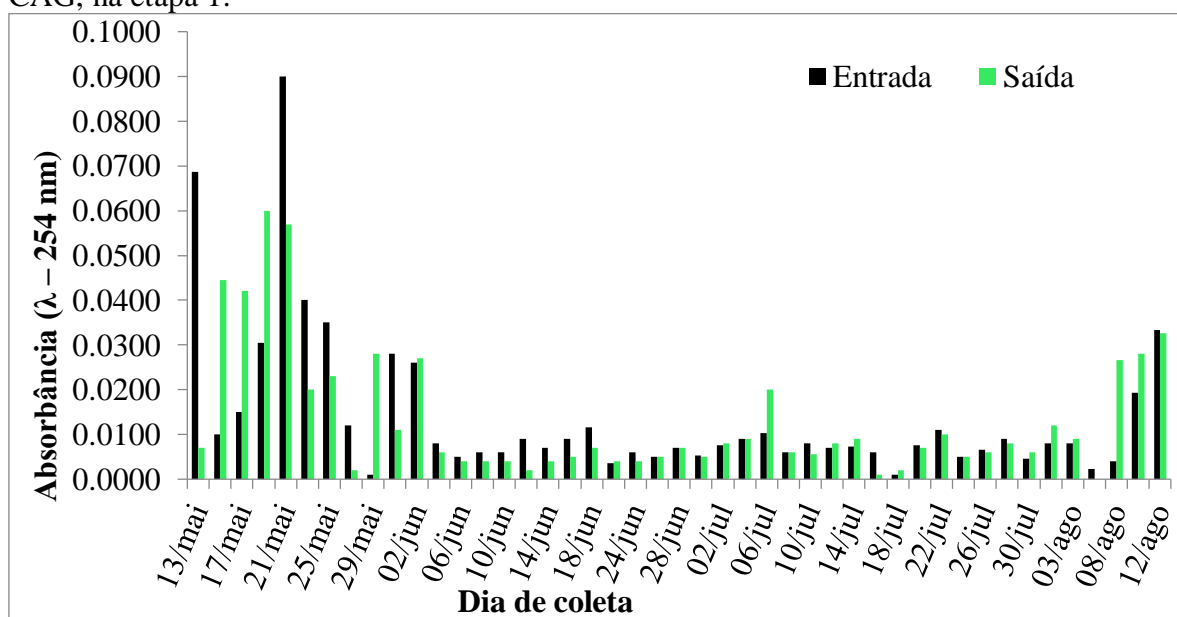
Os resultados de absorvância ($\lambda - 254 \text{ nm}$) da água na etapa 1, analisados em laboratório, por meio de amostras de água da entrada e saída da CALF-CAG são apresentados na Tabela 21 e na Figura 29.

Tabela 21 – Absorvância ($\lambda = 254 \text{ nm}$) da água, da entrada e da saída da GALF-CAG, durante a primeira etapa.

Ponto	Dia	Absorvância ($\lambda = 254 \text{ nm}$)		Eficiência (%)	Ponto	Dia	Absorvância ($\lambda = 254 \text{ nm}$)		Eficiência (%)
		Entrada	Saída				Entrada	Saída	
0	13/05/18	0,0687	0,0070	89,8058	23	0,0053	0,0050	6,2500	0,0053
1	15/05/18	0,0100	0,0445	-345,0000	24	0,0077	0,0080	-4,3478	0,0077
2	17/05/18	0,0150	0,0420	-180,0000	25	0,0090	0,0090	0,0000	0,0090
3	19/05/18	0,0305	0,0600	-96,7213	26	0,0103	0,0200	-93,5484	0,0103
4	21/05/18	0,0900	0,0570	36,6667	27	0,0060	0,0060	0,0000	0,0060
5	23/05/18	0,0400	0,0200	50,0000	28	0,0080	0,0057	29,1667	0,0080
6	25/05/18	0,0350	0,0230	34,2857	29	0,0070	0,0080	-14,2857	0,0070
7	27/05/18	0,0120	0,0020	83,3333	30	0,0073	0,0090	-22,7273	0,0073
8	29/05/18	0,0010	0,0280	-2700,000	31	0,0060	0,0010	83,3333	0,0060
9	31/05/18	0,0280	0,0110	60,7143	32	0,0010	0,0020	-100,000	0,0010
10	02/06/18	0,0260	0,0270	-3,8462	33	0,0077	0,0070	8,6957	0,0077
11	04/06/18	0,0080	0,0060	25,0000	34	0,0110	0,0100	9,0909	0,0110
12	06/06/18	0,0050	0,0040	20,0000	35	0,0050	0,0050	0,0000	0,0050
13	08/06/18	0,0060	0,0040	33,3333	36	0,0067	0,0060	10,0000	0,0067
14	10/06/18	0,0060	0,0040	33,3333	37	0,0090	0,0080	11,1111	0,0090
15	12/06/18	0,0090	0,0020	77,7778	38	0,0047	0,0060	-28,5714	0,0047
16	14/06/18	0,0070	0,0040	42,8571	39	0,0080	0,0120	-50,0000	0,0080
17	16/06/18	0,0090	0,0050	44,4444	40	0,0080	0,0090	-12,5000	0,0080
18	18/06/18	0,0117	0,0070	40,0000	41	0,0023	0,0000	100,0000	0,0023
19	20/06/18	0,0037	0,0040	-9,0909	42	0,0040	0,0267	-566,666	0,0040
20	24/06/18	0,0060	0,0040	33,3333	43	0,0193	0,0280	-44,8276	0,0193
21	26/06/18	0,0050	0,0050	0,0000	44	0,0333	0,0327	2,0000	0,0333
22	28/06/18	0,0070	0,0070	0,0000					

Fonte: Autora, 2018.

Figura 29 - Variação da absorvância ($\lambda = 254 \text{ nm}$) da água, na entrada e na saída da CALF-CAG, na etapa 1.



Fonte: Autora, 2018.

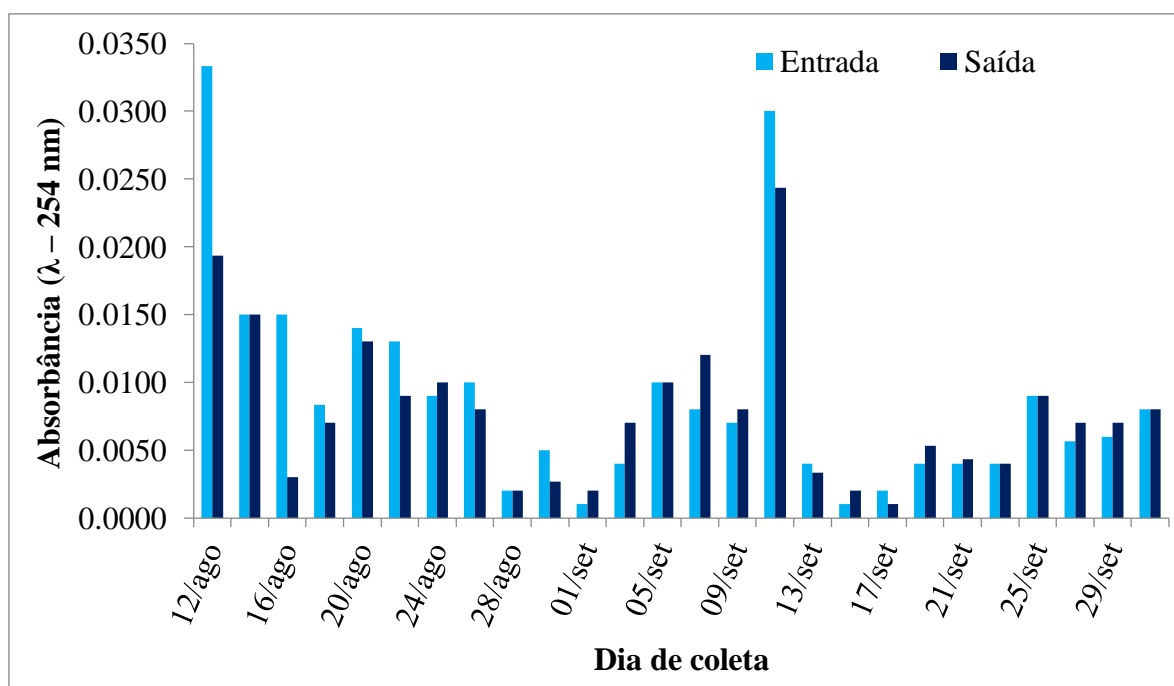
Os resultados de absorvância ($\lambda - 254 \text{ nm}$) da água, analisados em laboratório, por meio de amostras de água da entrada e saída da CALF-CAG, são apresentados na Tabela 22 e na Figura 30, respectivo a etapa 2.

Tabela 22 – Variação da absorvância ($\lambda - 254 \text{ nm}$) da água, na entrada e na saída da CALF-CAG, após a retrolavagem.

Ponto	Dia	Absorbância ($\lambda - 254 \text{ nm}$)		Eficiência (%)	Ponto	Dia	Absorbância ($\lambda - 254 \text{ nm}$)		Eficiência (%)
		Entrada	Saída				Entrada	Saída	
0	12/08/18	0,0333	0,0193	42,0000	13	07/09/18	0,0080	0,0120	-50,0000
1	14/08/18	0,0150	0,0150	0,0000	14	09/09/18	0,0070	0,0080	-14,2857
2	16/08/18	0,0150	0,0030	80,0000	15	11/09/18	0,0300	0,0243	18,8889
3	18/08/18	0,0083	0,0070	16,0000	16	13/09/18	0,0040	0,0033	16,6667
4	20/08/18	0,0140	0,0130	7,1429	17	15/09/18	0,0010	0,0020	-100,0000
5	22/08/18	0,0130	0,0090	30,7692	18	17/09/18	0,0020	0,0010	50,0000
6	24/08/18	0,0090	0,0100	-11,1111	19	19/09/18	0,0040	0,0053	-33,3333
7	26/08/18	0,0100	0,0080	20,0000	20	21/09/18	0,0040	0,0043	-8,3333
8	28/08/18	0,0020	0,0020	0,0000	21	23/09/18	0,0040	0,0040	0,0000
9	30/08/18	0,0050	0,0027	46,6667	22	25/09/18	0,0090	0,0090	0,0000
10	01/09/18	0,0010	0,0020	-100,0000	23	27/09/18	0,0057	0,0070	-23,5294
11	03/09/18	0,0040	0,0070	-75,0000	24	29/09/18	0,0060	0,0070	-16,6667
12	05/09/18	0,0100	0,0100	0,0000	25	01/10/18	0,0080	0,0080	0,0000

Fonte: Autora, 2018.

Figura 30 – Variação da Absorbância ($\lambda - 254 \text{ nm}$) da água, na entrada e na saída da CALF-CAG, após a retrolavagem.



Fonte: Autora, 2018.

Ao analisar os resultados da primeira etapa, percebeu-se que houve uma redução da absorvância ($\lambda - 254$ nm), da saída da coluna em relação à entrada, em 53,33 % dos pontos e em 5 pontos, não ocorreu variação. Contudo, alguns casos tiveram um alto arrasto da matéria orgânica anteriormente adsorvida pelo CAG.

Foi possível verificar ainda, que o maior valor de absorvância foi de 0,0900 e o menor foi de 0,0023 e, a maior eficiência de remoção de MON ocorreu logo no início da operação da primeira etapa, ultrapassando 80 % de remoção.

Na etapa 2, após a retrolavagem, verificou-se que em 23,08 % das amostras não houve variação entre a entrada e a saída para a absorvância, e 38 % das amostras tiveram redução da absorvância na saída. Percebeu-se ainda, que a maior quantidade de matéria orgânica foi logo no início da operação, e a eficiência de remoção pode ser considerada até o Ponto 9 e, a partir de então, apenas 3 pontos apresentaram eficiência na remoção.

A absorvância não é um parâmetro de potabilidade considerado pela Portaria de Consolidação Nº 05/2017, a absorvância ($\lambda - 254$ nm) está relacionada a presença de matéria orgânica nos corpos d'água (subterrâneos ou superficiais), mas o seu excesso se deve a poluição, ocasionando um excessivo consumo de OD das águas pelos microrganismos, durante seu metabolismo (VON SPERLING, 1996).

Os resultados obtidos diferente daqueles observados no estudo realizado por Agnes (2017), para os poços do interior de Campina das Missões, pois a maior absorvância ($\lambda - 254$ nm) foi de 0,047, ou seja menor que o observado neste estudo.

4.11 SÓLIDOS TOTAIS E SEDIMENTÁVEIS

Para os sólidos sedimentáveis os resultados permaneceram com valores abaixo de 0,1 mL L⁻¹ em todas as amostras analisadas na etapa 1 e 2.

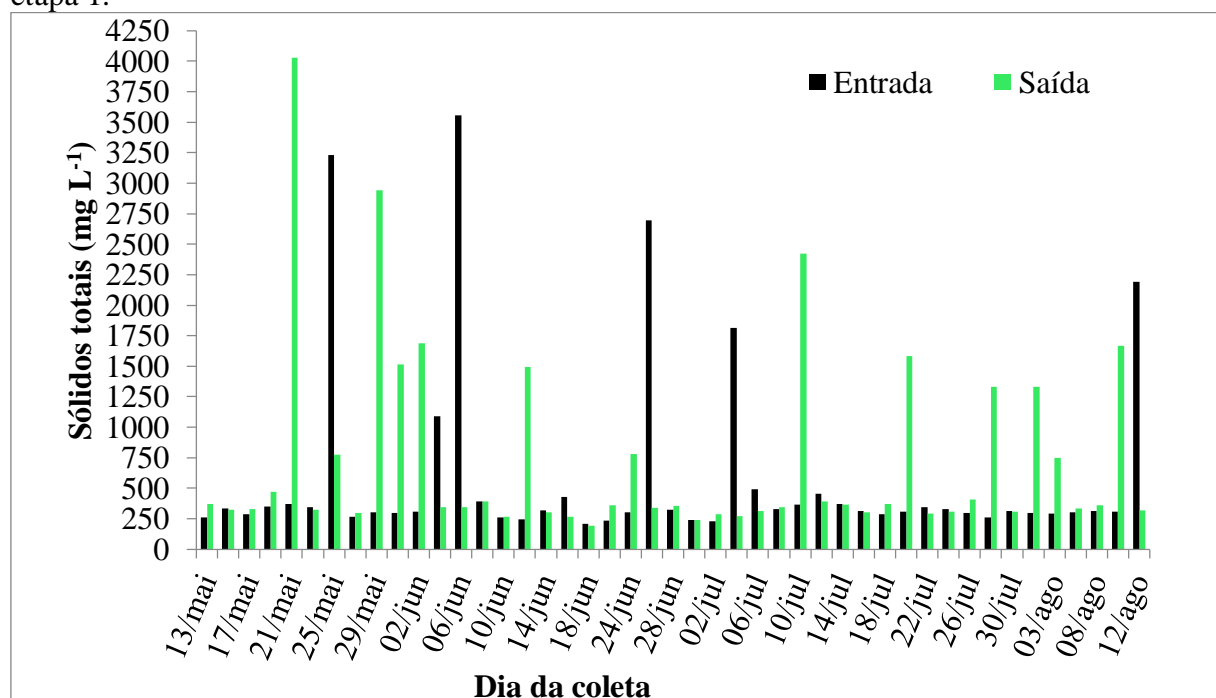
Os resultados sólidos totais da água da etapa 1, analisados em laboratório, por meio de amostras de água da entrada e saída da CALF-CAG são apresentados na Tabela 23 e na Figura 31.

Tabela 23 – Sólidos totais da água, da entrada e da saída da GALF-CAG, durante a primeira etapa.

Ponto	Dia	Sólidos totais (mg L ⁻¹)		Eficiência (%)	Ponto	Dia	Sólidos totais (mg L ⁻¹)		Eficiência (%)
		Entrada	Saída				Entrada	Saída	
0	13/05/18	259	369	-42,5	23	30/06/18	240	242	-0,8
1	15/05/18	336	323	3,9	24	02/07/18	227	289	-27,3
2	17/05/18	288	331	-14,9	25	04/07/18	1814	272	85,0
3	19/05/18	351	469	-33,6	26	06/07/18	490	311	36,5
4	21/05/18	371	4030	-986,3	27	08/07/18	329	343	-4,3
5	23/05/18	342	324	5,3	28	10/07/18	367	2420	-559,4
6	25/05/18	3232	773	76,1	29	12/07/18	454	390	14,1
7	27/05/18	266	298	-12,0	30	14/07/18	372	363	2,4
8	29/05/18	301	2941	-877,1	31	16/07/18	311	301	3,2
9	31/05/18	296	1515	-411,8	32	18/07/18	287	368	-28,2
10	02/06/18	309	1686	-445,6	33	20/07/18	309	1581	-411,7
11	04/06/18	1091	345	68,4	34	22/07/18	342	294	14,0
12	06/06/18	3555	344	90,3	35	24/07/18	328	307	6,4
13	08/06/18	389	394	-1,3	36	26/07/18	296	405	-36,8
14	10/06/18	263	267	-1,5	37	28/07/18	263	1329	-405,3
15	12/06/18	247	1495	-505,3	38	30/07/18	315	310	1,6
16	14/06/18	316	300	5,1	39	01/08/18	296	1332	-350,0
17	16/06/18	426	264	38,0	40	03/08/18	294	748	-154,4
18	18/06/18	209	190	9,1	41	05/08/18	302	332	-9,9
19	20/06/18	233	360	-54,5	42	08/08/18	314	360	-14,6
20	24/06/18	304	780	-156,6	43	10/08/18	309	1665	-438,8
21	26/06/18	2694	338	87,5	44	12/08/18	2193	319	85,5
22	28/06/18	324	355	-9,6					

Fonte: Autora, 2018. Nota: Erro de leitura = $\pm 0,001$ g.

Figura 31 - Variação dos sólidos totais da água, na entrada e na saída da CALF-CAG, na etapa 1.



Fonte: Autora, 2018.

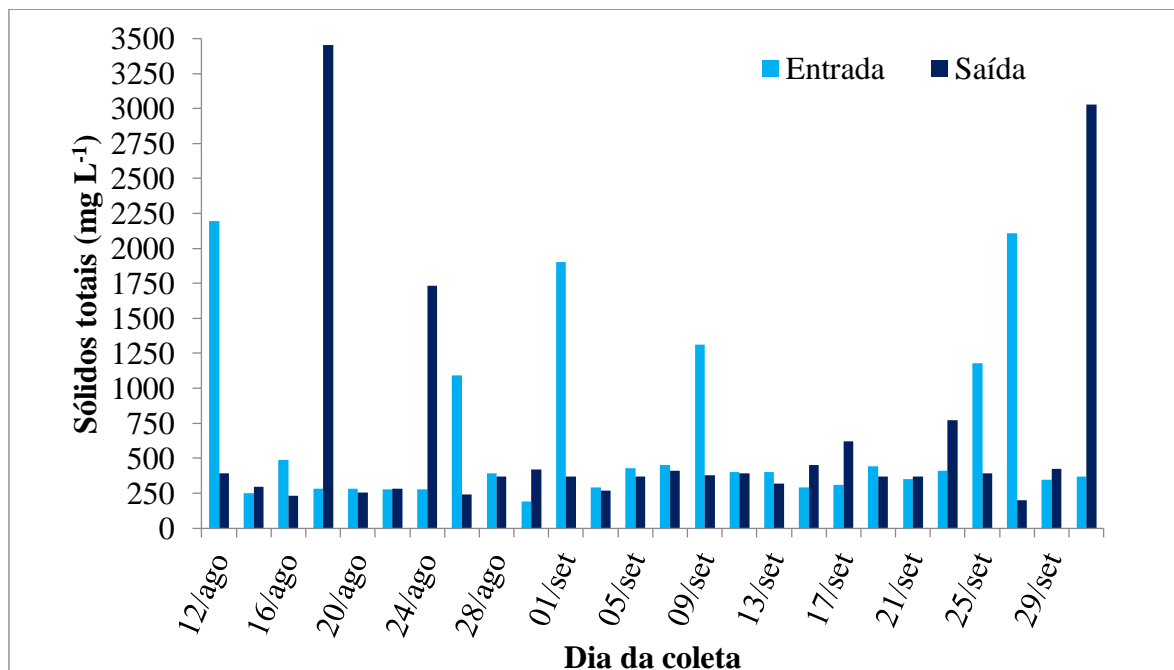
Os resultados de sólidos totais (mg L^{-1}) da água, analisados em laboratório, por meio de amostras de água da entrada e saída da CALF-CAG, são apresentados na Tabela 24 e na Figura 32, respectivo ao período após a retrolavagem.

Tabela 24 – Variação dos sólidos totais da água, na entrada e na saída da CALF-CAG, na etapa 2.

Ponto	Dia	Sólidos totais (mg L^{-1})		Eficiência (%)	Ponto	Dia	Sólidos totais (mg L^{-1})		Eficiência (%)
		Entrada	Saída				Entrada	Saída	
0	12/08/18	2193	391	82,2	13	07/09/18	450	410	8,9
1	14/08/18	248	294	-18,5	14	09/09/18	1310	380	71,0
2	16/08/18	487	231	52,6	15	11/09/18	400	390	2,5
3	18/08/18	280	3452	-1132,9	16	13/09/18	400	320	20,0
4	20/08/18	280	256	8,6	17	15/09/18	290	450	-55,2
5	22/08/18	279	283	-1,4	18	17/09/18	310	620	-100,0
6	24/08/18	279	1732	-520,8	19	19/09/18	440	370	15,9
7	26/08/18	1093	240	78,0	20	21/09/18	350	370	-5,7
8	28/08/18	390	370	5,1	21	23/09/18	410	770	-87,8
9	30/08/18	190	420	-121,1	22	25/09/18	1180	390	66,9
10	01/09/18	1900	370	80,5	23	27/09/18	2106	199	90,6
11	03/09/18	290	270	6,9	24	29/09/18	345	424	-22,9
12	05/09/18	430	370	14,0	25	01/10/18	367	3030	-725,6

Fonte: Autora, 2018. Nota: Erro de leitura = $\pm 0,001$ g.

Figura 32 – Variação dos sólidos totais da água, na entrada e na saída da CALF-CAG, na etapa 2.



Fonte: Autora, 2018.

De acordo com a Figura 31 (etapa 1), verifica-se uma variação de 209 a 3555 mg L⁻¹ para a água bruta e de 190 a 4.030 mg L⁻¹ para a água na saída da CALF-CAG. Em apenas 33 % das análises tiveram redução de sólidos totais na saída em relação à entrada, e a maior eficiência de remoção foi de 90,3 % no Ponto 6.

Na Figura 32 (etapa 2), verifica-se uma variação de 190 a 2.193 mg L⁻¹ para a água bruta e de 199 a 3.452 mg L⁻¹ para a água na saída da CALF-CAG. Em 53,85 % das análises tiveram redução de sólidos totais na saída em relação à entrada, e a maior eficiência de remoção foi de 90,6 % no Ponto 23.

Ao iniciar a operação da CALF-CAG após a retrolavagem, apresenta eficiência na remoção de sólidos totais, contudo no Ponto 3, há um valor muito maior de sólidos na saída que na entrada, assim como no Ponto 6 e Ponto 25 (aumento de sólidos > 500 %). Assim confirma que, nesta etapa, o arrasto de partículas do CAG foi menor que no período antes da retrolavagem, mostrando assim, que a retrolavagem eliminou as partículas menores do CAG que poderiam ser arrastadas durante o experimento.

Os resultados das duas etapas demonstram que ocorreu um arrasto de sólidos totais logo no início da operação, principalmente ao observar a primeira etapa, indicando que os sólidos provinham do CAG, mesmo havendo uma manta de proteção (bidim) e um CAP perfurado na forma de filtro para evitar que essas partículas foram arrastadas pela água. Esses

sólidos por fim, interferiram na leitura da cor aparente e turbidez da água na saída da CALF-CAG.

Os sólidos totais são todas as impurezas que estão presentes na água, com exceção dos gases dissolvidos (HELLER; PÁDUA, 2006) e os estudos de controle da poluição de águas naturais utilizam as diferentes frações dos sólidos para relacionar a presença de poluentes (CETESB, 2015). A Portaria de Consolidação Nº 05/2017 do MS estabelece um VMP apenas para sólidos dissolvidos totais (1.000 mg L^{-1}). Sendo assim, verifica-se que na maioria das análises apresentou concentração de sólidos totais menor do que 1.000 mg L^{-1} , VMP estabelecido apenas para sólidos totais dissolvidos, estando em conformidade com a portaria citada.

4.12 COLIFORMES TOTAIS E *ESCHERICHIA COLI*

Os resultados referentes às análises de coliformes totais e a *Escherichia coli* das amostras de água coletadas, da entrada e saída da CALF-CAG, no período de agosto a outubro, são apresentados na Tabela 25.

Tabela 25 – Análise da presença de coliformes totais e *Escherichia coli* na água bruta e tratada pela CALF-CAG.

Dia	Coliformes totais		<i>Escherichia coli</i>	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída
13/08/2018	Positivo	Negativo	Positivo	Negativo
21/08/2018	Positivo	Positivo	Positivo	Positivo
29/08/2018	Positivo	Negativo	Positivo	Negativo
06/09/2018	Positivo	Positivo	Positivo	Positivo
14/09/2018	Positivo	Positivo	Negativo	Negativo
19/09/2018	Positivo	Positivo	Positivo	Positivo
28/09/2018	Positivo	Positivo	Positivo	Negativo
01/10/2018	Positivo	Positivo	Positivo	Positivo

Fonte: Autora, 2018.

Ao analisar os resultados apresentados na Tabela 25, percebe-se que a água bruta se apresentou em desconformidade com a Portaria de Consolidação Nº 05/2017 do MS, em 100 % das amostras para coliformes totais e em 87,5 % para *Escherichia coli*, uma vez que, para abastecimento público, os parâmetros microbiológicos coliformes totais e *Escherichia Coli* devem estar ausentes em 100 mL de água. Destaca-se ainda, que esta água utilizada para o abastecimento rural não recebe nenhum tipo de tratamento, nem desinfecção.

Contudo, a CALF-CAG conseguiu reduzir essas bactérias, com eficiência na remoção de coliformes totais em 25 % das amostras e em 42,8 % das amostras da água na saída do processo, para aqueles casos que haviam resultado positivo para a água bruta.

A presença de coliformes na água está relacionada à falta de tratamento da água, visto que, a população abastecida nesta comunidade, recebe a água captada sem desinfecção.

A verificação desses parâmetros é de grande importância, pois a presença dessas bactérias indica a poluição das águas, e a presença da *E. coli* revela a contaminação por fezes de animais de sangue quente (VON SPERLING, 1996; CETESB, 2015). Portanto, as águas utilizadas para o abastecimento da comunidade local podem estar sendo poluídas com esgoto sanitário, afetadas diretamente pela falta de saneamento básico adequado no interior do município de Campina das Missões, onde ainda encontram-se muitas fossas rudimentares e recentemente vem sendo instalado fossas sépticas (IBGE, 2010b), ou ainda, pela má instalação e vedação do poço, observado na Figura 2, permitindo outros animais de aproximarem e consequentemente ocorrer contaminação fecal.

4.13 ANÁLISES DE AGROTÓXICOS

De acordo com a metodologia, primeiramente foi realizada a validação do método e posteriormente, foram inseridos as amostras para realizar a quantificação dos agrotóxicos nas mesmas. Portanto, a seguir são apresentados os resultados nesta sequência.

4.13.1 Validação do método

Os valores de linearidade obtidos através do coeficiente de correlação (R) e determinação (R^2) das curvas analíticas demonstraram que o método é linear com valores acima de 0,99 para todos analitos, conforme apresentados na Tabela 26.

Os limites de quantificação do método foram determinados por meio da relação sinal ruído (S/R), sendo considerados os limites para cada analito, com valores 10 vezes a relação S/R . Esses foram inseridos como os menores níveis das curvas analíticas e também podem ser observados na Tabela 26.

Tabela 26 - Características dos compostos e linearidade da validação do método de determinação de agrotóxicos.

Nome do Composto	Massa Monitorada	Modo ESI ⁽¹⁾	Tempo de Retenção	Equação da curva de calibração	R ² ⁽²⁾	R ⁽³⁾
Azoxistrobina	216	+	3.8	$Y = (279769)x + (3,68139 \times 10^6)$	0.99717	0.99858
Ciproconazol	404	+	3.5	$Y = 330031x + 6,59733 \times 10^6$	0.99260	0.99629
Clomazona	292	+	4.4	$Y = 204979x + 1,71711 \times 10^6$	0.99626	0.99813
Difenoconazol	240	+	2.55	$Y = (129361)x + 2,90904 \times 10^6$	0.99664	0.99832
Epoxiconazol	406	+	7.2	$Y = (126035)x - 456794$	0.99686	0.99843
Fipronil	330	+	4.8	$Y = (109895)x - 30997,2$	0.99689	0.99844
Imazetapir	435	-	4.5	$Y = (40590,4)x - 428853$	0.99490	0.99745
Malationa	290	+	2.9	$Y = (714570)x + 4,46486$	0.99704	0.9985195
Metsulfurom-metílico	331	+	4.2	$Y = (356100)x + 1,97352 \times 10^6$	0.99280	0.99639
Penoxsulam	380	-	4.5	$Y = (1466,38)x - 27455,0$	0.99436	0.99718
Piraclostrobina	482	-	3	$Y = (5371,60)x - 42102,4$	0.99609	0.99803
Pirimicarbe	388	+	6.1	$Y = (951805)x - 19666,7$	0.99215	0.99607
Profenofós	239	+	2.5	$Y = (723530)x + 8,17631 \times 10^6$	0.99161	0.99579
Propanil	373	+	3.7	$Y = (29474,8)x - 82452,4$	0.99683	0.99841
Propiconazol	219	+	6.1	$Y = (9509,29)x + 235997$	0.99370	0.99684
Simazina	342	+	9.1	$Y = (4,49577 \times 10^6)x + (5,06409 \times 10^6)$	0.99058	0.99528
Tiabendazol	202	+	3.4	$Y = (257513)x + 1,09797 \times 10^6$	0.99187	0.99593

Fonte: Autora, 2018. Nota: (1) Ionização electrospray; (2) Coeficiente de determinação; (3) Coeficiente de correlação.

A exatidão e precisão foram determinadas por meio dos cálculos de recuperação (R %) e desvio padrão relativo (DPR %), respectivamente, em três níveis de concentração, $0,2 \mu\text{g L}^{-1}$, $0,4 \mu\text{g L}^{-1}$ e $2 \mu\text{g L}^{-1}$, os quais serão denominados como nível 1, 2 e 3. O nível 1 é menor valor dentro do limite de quantificação do método (LQm) para todos analitos, sendo o segundo e o terceiro duas e dez vezes esse valor, respectivamente. Esses valores são escolhidos para testar a eficiência do método em diferentes faixas da curva de calibração.

Um método é considerado exato quando os valores de recuperação (Equação 1) estão entre 70 - 120 % e precisão (em termos de repetitividade) e quando os valores DPR (Equação 2) forem menores que 20 %. A maioria dos agrotóxicos estudados apresentaram valores de recuperação entre 70-120 % e RSD menor que 20 %, exceto o Fipronil que apresentou recuperações fora da faixa nos níveis 1 e 2 (168 e 126 %, respectivamente), o Metsulfurom-metílico no nível 2 (126 %) e a Azoxistrobina no nível 3 (61 %). Para determinar a precisão intermediária, foram comparados os resultados em dois dias diferentes, no nível 2. Os valores de DPR foram menores que 20 % para maioria dos analitos, exceto para Pirimicarbe (32 %), Profenofós (23 %) e Tiabendazol (25 %), no entanto, como no dia a variação foi menor que 20 % esses podem ser usados na quantificação.

Na Equação 1 e a Equação 2 estão apresentados o cálculo para a Recuperação (R %) e o Desvio padrão relativo (DPR %):

$$\text{Recuperação (R \%)} = \left(\frac{C_1 - C_2}{C_3} \right) \times 100 \quad (\text{Equação 1})$$

Em que: C_1 = concentração do analito na amostra fortificada; C_2 = concentração do analito na amostra não fortificada; e C_3 = concentração do analito adicionada à amostra fortificada.

$$\text{Desvio padrão relativo (DPR \%)} = \left(\frac{s}{X_m} \right) \times 100 \quad (\text{Equação 2})$$

Em que: s = estimativa do desvio padrão absoluto; e X_m = média das medidas em replicatas ($n=9$, 3 replicatas injetadas em triplicatas).

4.13.2 Verificação de agrotóxico nas amostras

Os resultados referentes às análises da presença de agrotóxicos nas amostras de água coletadas e armazenadas, na entrada e saída na CALF-CAG, no período de maio a agosto (primeira etapa de operação), são apresentados na Tabela 27.

Tabela 27 – Quantificação dos agrotóxicos analisados e comparação com a Portaria de Consolidação N° 05/2017 do MS e com a Portaria N° 320/2014 da SES.

Agrotóxicos	Concentração ($\mu\text{g L}^{-1}$)										LQm ⁽²⁾	P.C. 05/2017 ⁽³⁾	P.SES 320/2014 ⁽⁴⁾
	Ponto 1 (14/05)		Ponto 12 (06/06)		Ponto 35 (24/07)		Ponto 44 (12/08)		Retrolavagem (12/08) ⁽¹⁾	Ponto 0 (12/08) ⁽¹⁾			
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Saída	Saída			
Atrazina	0,019	ND ⁽⁵⁾	ND	0,087	ND	ND	0,018	0,010	0,015	ND	0,002	2,0	-
Azoxistrobina	0,091	0,209	0,186	0,303	0,118	0,015	0,104	0,031	0,056	0,089	0,002	-	-
Ciproconazol	0,020	ND	<LQm ⁽⁶⁾	<LQm	0,292	0,215	<LQm	0,197	<LQm	0,010	0,004	-	60,0
Clomazona	<LQm	<LQm	<LQm	<LQm	<LQm	<LQm	0,269	ND	<LQm	<LQm	0,020	-	-
Difenoconazol	<LQm	ND	ND	<LQm	ND	0,029	<LQm	<LQm	<LQm	ND	0,020	-	60,0
Epoxiconazol	<LQm	<LQm	<LQm	<LQm	<LQm	<LQm	<LQm	<LQm	<LQm	<LQm	0,040	-	18,0
Fipronil	<LQm	ND	ND	<LQm	<LQm	<LQm	<LQm	ND	<LQm	ND	0,008	-	1,2
Imazetapir	<LQm	ND	<LQm	0,031	<LQm	ND	<LQm	ND	<LQm	<LQm	0,004	-	1500,0
Malationa	<LQm	<LQm	<LQm	0,023	<LQm	<LQm	<LQm	0,351	0,030	<LQm	0,008	-	-
Metsulfurom- metílico	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,200	-	60,0
Penoxsulam	0,758	0,308	0,747	1,577	0,483	0,346	0,669	<LQm	0,715	0,964	0,040	-	-
Piraclostrobina	<LQm	<LQm	ND	ND	<LQm	ND	ND	ND	ND	ND	0,008	-	-
Pirimicarbe	<LQm	<LQm	<LQm	<LQm	<LQm	ND	ND	<LQm	ND	<LQm	0,040	-	-
Profenofós	ND	ND	ND	<LQm	<LQm	ND	<LQm	<LQm	ND	0,262	0,040	60,0	-
Propanil	<LQm	2,756	ND	ND	ND	<LQm	ND	ND	ND	ND	0,200	-	-
Propiconazol	ND	ND	ND	<LQM	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,002	-	-
Simazina	<LQm	ND	<LQm	0,095	<LQm	ND	<LQm	ND	<LQm	ND	0,020	2,0	-
Tiabendazol	<LQm	<LQm	<LQm	<LQm	<LQm	<LQm	<LQm	<LQm	<LQm	<LQm	0,200	-	-

Fonte: Autora, 2018. Nota: (1) Análise de entrada igual a entrada do Ponto 44; (2) Limite de quantificação do método; (3) Valor máximo permitido pela Portaria de Consolidação N° 05/2017 do MS; (4) Valor máximo permitido pela Portaria N° 320/2014 do SES; (5) Não detectado; (6) Valor abaixo do limite de quantificação do método.

O ponto chamado de Retrolavagem é referente à amostra coletada na torneira de extravaso durante a realização da retrolavagem.

Conforme os resultados apresentados na Tabela 25 verifica-se que não houve detecção de Metsulfurom-metílico em nenhuma das análises realizadas, assim como não foi detectado ou não foi possível quantificar concentrações para o Epoxiconazol, Fipronil, Piraclostrobina, Pirimicarbe, Propiconazol e Tiabendazol.

Também, percebe-se que o composto Propanil foi o que apresentou a maior concentração ($2,756 \mu\text{g L}^{-1}$) na saída da CALF-CAG, no dia 14/05/2018 (etapa 1). Esse resultado mostra que o Propanil estava presente nos dias 12 e 13 de maio e havia sido adsorvido pela CALF-CAG, contudo, sofreu dessorção da CALF-CAG. Outro valor alto em relação aos demais, e com comportamento de arrasto da CALF-CAG, foi na saída da CALF-CAG no dia 06 de junho ($1,577 \mu\text{g L}^{-1}$), para o Penoxsulam, o qual foi detectado em todas as análises. Entretanto a CALF-CAG se mostrou eficiente na redução desta última substância nas demais análises mensais.

Verifica-se ainda que a dessorção ocorreu também no Ponto 1 para a Azoxistrobina; no Ponto 35 para o Difenconazol e; no Ponto 44 para o Ciproconazol e para a Malationa. Para a saída na Retrolavagem, verifica-se que houve um arrasto apenas para a Malationa e para o Penoxsulam. Assim, os demais compostos ficaram adsorvidos no CAG, mostrando eficiência na retenção das demais substâncias quando realizada a limpeza do CAG.

No Ponto 12, percebe-se que ocorreu uma dessorção dos compostos do CAG, em todos os casos onde foram detectados agrotóxicos na saída da adsorção (Atrazina, Azoxistrobina, Imazetapir, Malationa, Penoxsulam e Simazina), justamente quando observou-se a maior quantidade de sólidos totais (3.555 mg L^{-1}) presentes na água bruta de entrada da CALF-CAG, fator que gerou competição dos poros entre os compostos adsorvidos e os sólidos.

Assim, se confirma o observado no estudo realizado por Alves (2017), a qual identificou que para maior eficiência da adsorção para remoção de agrotóxicos, é necessário garantir que a presença de outros compostos seja em baixas concentrações, como MON, sólidos totais e os responsáveis pela cor e turbidez, pois eles podem apresentar maior afinidade com os poros do adsorvente e provocar inclusive a dessorção.

Além da presença de outros compostos, possivelmente competindo com os sítios disponíveis dos poros do CAG, outro fator de grande influência é a solubilidade em água dos agrotóxicos, o que também explica a presença de agrotóxicos na água subterrânea. Compostos como a Atrazina, Clomazona, Fipronil, Penoxsulam e o Propanil apresentam alta solubilidade

em água, alta persistência na água e são considerados como potenciais contaminantes de águas subterrâneas (CABRERA; COSTA; PRIMEL, 2008; ZANELLA, 2010), outros como Azoxistrobina, Ciproconazol, Epoxiconazol e Piraclostrobina apresentam baixa solubilidade em água e, portanto, são mais fáceis de remover da água (SOARES; FARIA; ROSA, 2017).

Nos casos em que houve redução da concentração na saída em relação à entrada, considerando a amostra da retrolavagem, e levando em conta que ND e <LQm são os menores valores que se pode chegar, a Clomazona apresentou 100 % de eficiência, seguida da Atrazina (remoção média de 64,85 %), Ciproconazol (remoção média de 63,24 %), Penoxsulam (remoção média de 62,60 %) e da Azoxistrobina (remoção média de 54,7 %). Percebe-se assim, mesmo que alguns compostos são altamente solúveis em água, que a CALF-CAG pode ser considerada eficiente na redução da Clomazona, Atrazina, Ciproconazol, Penoxsulam e da Azoxistrobina, quando estes compostos apresentam-se em baixas concentrações.

De acordo com as indicações da Anvisa (BRASIL, 2003a), todos os agrotóxicos analisados podem ser aplicados nas culturas agrícolas e podem estar presentes na água de abastecimento público, principalmente quando refere-se aos compostos aplicados no controle de pragas, fungos e ervas daninhas nas culturas de milho, soja e trigo, principais culturas que fazem parte da economia do município (ECOMASTER, 2014).

Observando os resultados referentes ao Propanil e ao Penoxsulam, é importante ressaltar que ambos são herbicidas bastante utilizados na agricultura para produção de arroz (BRASIL, 2003a). Contudo, na microrregião de Cerro Largo, na qual a cidade de Campina das Missões pertence, a produção de arroz não é cultivada de forma extensiva. Porém, de acordo com Ottonelli e Grings (2017), em microrregiões próximas, como a microrregião da Campanha Ocidental, se localizam as cidades com maior produção de arroz do país e, conseqüentemente, são regiões onde esses agrotóxicos, citados acima, são aplicados em grande escala para controle de ervas daninhas.

A solubilidade dos agrotóxicos em água também explica a presença do Propanil e Penoxsulam nas amostras de água subterrâneas, confirmando que esses compostos foram transportados do solo para os corpos d'água subterrâneos e que ainda, percorreram longas distâncias pelos canais subterrâneos, sendo detectados no ponto de estudo.

Mesmo presentes, é possível verificar que não houve nenhum composto de agrotóxico presente em valores acima do previsto na Portaria de Consolidação Nº 05/2017 do MS e na Portaria Nº 320/2014 da SES. Contudo, ao comparar os valores obtidos com a legislação da Comunidade Europeia (CE), Diretiva 98/83/CE do Conselho da União Europeia, onde o VMP para agrotóxicos individualmente é de $0,10 \mu\text{g L}^{-1}$ (UNIÃO EUROPEIA, 1998), ou seja, em

algumas datas de análise as substâncias Azoxistrobina, Ciproconazol, Clomazona, Malationa, Profenofós e o Penoxsulam seriam consideradas acima da concentração permitida, fazendo com que a água fosse considerada como imprópria sem a remoção destes contaminantes e, em especial ao tratar deste último agrotóxico citado, que se apresentou em 8 pontos (desconsiderando a retrolavagem) acima desta concentração.

Ainda comparando os resultados com a legislação da CE, verifica-se que em nenhum dia a qualidade da água estaria satisfatória ao analisar esses compostos, sequer após o tratamento pela CALF-CAG, visto que a somatória diária dos agrotóxicos teve como menor de concentração ($0,590 \mu\text{g L}^{-1}$) no Ponto 44 saída, sendo que a Diretiva 98/83/CE define que a somatória de todas as substâncias analisadas (cuja presença é presumível) não deve ultrapassar a concentração de $0,50 \mu\text{g L}^{-1}$ (UNIÃO EUROPEIA, 1998).

Mesmo estes resultados estando condizentes aos VMP estabelecidos por legislação vigente para o local, esse monitoramento de agrotóxicos presentes na água de abastecimento público rural é de suma importância, visto que apenas 33 municípios do estado do Rio Grande do Sul possuem monitoramento periódico de agrotóxicos na água de consumo humano (Brasil, 2016b).

Além disso, os resultados criam um alerta à população e aos Órgãos responsáveis pela qualidade ambiental e pela saúde da população, pois evidencia-se resíduo de agrotóxicos na água de abastecimento público e, mesmo dentro do permitido pela legislação brasileira, é preocupante, visto que os agrotóxicos são substâncias não necessárias à saúde dos seres vivos e o consumo indireto também está sendo relacionados a diversas doenças (KARABELAS; PLAKAS, 2011; UNITED NATIONS, 2017).

Assim como já citado por Neto e Sarcinelli (2009), é necessário realizar uma adequação na legislação nacional, sendo que essa leve em consideração os agrotóxicos mais utilizados em todas as regiões e as características dos mesmos, como persistência no meio ambiente e solubilidade em água, a fim de limitar a possibilidade de ingestão de agrotóxicos por meio da água de abastecimento público.

5 CONCLUSÃO

De acordo com os objetivos e os resultados obtidos, teve-se as seguintes conclusões referentes aos objetivos iniciais da construção e monitoramento da CALF-CAG e da água de abastecimento público:

- Apesar de incipiente em níveis tecnológicos, a confecção e a instalação da CALF-CAG na área rural, se mostrou eficiente para fins de estudo em escala piloto de potabilização da água por tecnologia avançada de adsorção;
- A construção da CALF-CAG foi de acordo com o planejado, havendo apenas alguns vazamentos iniciais solucionados com a adição de mais cola, contudo houve dilatação e contração dos materiais utilizados, de forma desigual, interferindo na avaliação da perda de carga devido à variação das vazões de entrada e saída;
- A preparação do CAG foi eficiente para a estabilização do pH;
- A colmatação da CALF-CAG ocorreu após 92 dias de operação, quando a mesma atingiu a perda de carga estabelecida (2 m), devido a baixa quantidade de sólidos dissolvidos, suspensos, MO e micropoluentes, e na segunda etapa não obteve-se a perda de carga necessária para realizar a retrolavagem devido, principalmente, pela baixa quantidade de sólidos suspensos, mas o encerramento de sua operação foi após a eutrofização do meio devido as interferências da luminosidade.
- A água de abastecimento público da comunidade rural se apresentou dentro dos padrões de potabilidade exigidos pela Portaria de Consolidação Nº 05/2017, exceto ao parâmetro microbiológico de coliformes totais e *Escherichia coli*, os quais estavam presentes em 100 % e 87,5 % das amostras, respectivamente, demonstrando contaminação da água por esgoto doméstico.
- Em relação à eficiência da CALF-CAG na redução dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos, teve-se redução nas amostras para temperatura (56 %), OD (88,9 %), condutividade elétrica (62,2 %), potencial hidrogeniônico (80 %), absorvância (53,333 %); ocorreu um aumento dos parâmetros, cor aparente (75,5 %), turbidez (75,56 %), sólidos totais (62,2 %), e para a salinidade ocorreu a menor variação (73,33 % não tiveram variação) na primeira operação.
- Após a realização da retrolavagem, em relação à eficiência da CALF-CAG na redução dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos, teve-se redução nas amostras para OD (100 %), condutividade elétrica (88,0 %), potencial hidrogeniônico (65,38 %), sólidos totais

(53,8 %) e absorvância (38,46 %); ocorreu um aumento dos parâmetros de temperatura (61,5 %), e para a maior parte das análises não tiveram variação de salinidade (57,69 %), cor aparente (46,1 %), turbidez (84,61 %), na operação após a retrolavagem.

- Dos agrotóxicos analisados não foi possível quantificar o Epoxiconazol, Fipronil, Metsulfurom-Metílico, Piraclostrobina, Pirimicarbe, Propiconazol e Tiabendazol. O Penoxsulam foi o agrotóxico detectado em maior concentração em praticamente todas as análises, contudo, as concentrações de todos os compostos estavam em acordo com a Portaria de Consolidação Nº 05/2017 do MS e a Portaria Nº 320/2014 do SES.
- A CALF-CAG foi eficiente na redução de agrotóxicos quando esses estavam presentes, contudo, em determinados momentos, ocorreu à competição dos sítios disponíveis do CAG pelos sólidos em suspensão, dissolvidos e os agrotóxicos, ocasionando o arrasto do último da CALF-CAG, pois sua solubilidade em água é maior que destes outros.
- Também ocorreu a dessorção de agrotóxicos, verificado em maior intensidade quando as amostras de água bruta apresentaram maior quantidade de sólidos totais.

Pode-se concluir que a instalação da CALF-CAG pode melhorar a qualidade da água de abastecimento rural, contudo se faz necessário resolver a questão do arrasto de impurezas do CAG, como por exemplo, aumentar a quantidade de lavagens após a estabilização do pH e adicionar areia entre os seixos roláveis para dificultar o arrasto de partículas adsorvidas, principalmente quando se trata dos agrotóxicos adsorvidos pelo CAG.

Além disso, os resultados criam mais uma vez, um alerta à população e aos Órgãos responsáveis pela qualidade ambiental e pela saúde da população: estamos consumindo resíduo de agrotóxicos por meio da água de abastecimento, uma das possíveis rotas de ingestão dos mesmos de forma indireta e, mesmo dentro do permitido pela legislação brasileira, é preocupante, visto que os agrotóxicos são substâncias não necessárias à saúde dos seres vivos e o consumo indireto também está sendo relacionados a diversas doenças, e ainda por serem admitidas altas concentrações em nossa legislação quando comparada com a legislação de potabilidade de água da CE.

Todos os resíduos gerados durante a pesquisa foram descartados de forma correta, de acordo com as legislações e conforme plano de gerenciamento de resíduos da UFFS – *campus* Cerro Largo.

REFERÊNCIAS

_____; UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ. Relatório ANVISA – UFPR sobre Mercado e Regulação de Agrotóxicos. Brasília: ANVISA, 2012.

AGNES, F. Análises limnológicas das águas subterrâneas utilizadas para abastecimento humano na área rural do município de Campina das Missões/RS. 2017. 80 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária). Universidade Federal da Fronteira Sul, Cerro Largo, 2017.

ALVES, A. A. A. Emprego da tecnologia de adsorção em leito fixo de carvão ativado granular para a remoção de agrotóxicos carbamatos da água de abastecimento público. Tese (doutorado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2017.

ALVES, A. et al. Performance of the fixed-bed of granular activated carbon for the removal of pesticides from water supply. **Environmental Technology**, v. 26, p. 1-11, 2018.

American Society for Testing and Materials (ASTM). **Standard Practice for the Prediction of Contaminant Adsorption On GAC In Aqueous Systems Using Rapid Small-Scale Column Tests**. West Conshohocken (PA): ASTM; 2014. Standard N° D6586-03: 2014.

APHA - American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water e wastewater**. New York, NY, 20 ed., 2005.

BARRIUSO, E. et al. Les pesticides et les polluants organiques des sols: transformations et dissipation [Herbicides and soil organic pollutants: transformations and dissipation]. Études et Gestion des Sols, numéro special: Le sol, un patrimoine menace. Paris: 1996.

BASSOI, L.J. Poluição das águas. In: PHILIPPI JR., A.; PELICIONI, M.C.F. (Org). **Educação ambiental e sustentabilidade**. Baueri, SP: Manole, 2005, cap. 7, p. 175-193.

BOMBARDI, L. M. Geografia do uso de agrotóxicos no Brasil e conexões com a União Europeia. São Paulo: FFLCH, USP, 2017.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Brasília, DF, 1988.

BRASIL. Lei N° 8.080, de 19 de setembro de 1990. Dispõe sobre as condições para a promoção, proteção e recuperação da saúde, a organização e o funcionamento dos serviços correspondentes e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 1990.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). Ministério da Saúde (MS). Índice Monográfico. Consulta Pública n° 50, de 09 de junho de 2003. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 2003a.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). Guia para validação de métodos analíticos e bioanalíticos. **Resolução RE n° 899**. 29 de maio de 2003b.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de Saneamento**. 3. ed. Brasília: Fundação Nacional da Saúde, 2004.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução N° 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano. Águas Subterrâneas, um recurso a ser conhecido e protegido. Brasília, 2007.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução N° 396, de 3 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, nº 66, Brasília, DF 2008.

BRASIL, Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Programa de Modernização do Setor de Saneamento (PMSS). Lei Nacional de Saneamento Básico: Perspectivas para as políticas e a gestão dos serviços públicos. **Conceitos, características e interfaces dos serviços públicos de saneamento básico**. Brasília: Editora, v.2, 2009.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução N° 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF 2011.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. **Agrotóxicos na ótica do Sistema Único de Saúde / Ministério da Saúde, Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador**. – Brasília: Ministério da Saúde, 2016.

BRASIL, Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Monitoramento de agrotóxicos em água para consumo humano, Brasil, 2014. Boletim epidemiológico, v. 47, n. 12, 2016.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação N° 05, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF 2017.

BRITTO, A.L.; MAIELLO, A.; QUINTSLR, S. Water supply system in the Rio de Janeiro Metropolitan Region: Open issues, contradictions, and challenges for water access in an emerging megacity. **Journal of Hydrology**, 2018.

CABRERA, L.; COSTA, F.P.; PRIMEL, E.G. Estimativa de risco de contaminação das águas por pesticidas na região sul do estado do RS. **Quim. Nova**, v. 31, n. 8, p 1982 – 1986, 2008.

CETESB. Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2014. São Paulo: CETESB, 2015. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp->

content/uploads/sites/12/2013/11/Cetesb_QualidadeAguasSuperficiais2014_ParteI_vers%C3%A3o2015_Web.pdf >. Acesso em: 22 ago. 2018.

CHANG, KEN-LIN; LIN, JUN-HONG, CHEN, SHUI-TEIN. Adsorption studies on the removal of pesticides (Carbofuran) using activated carbon from rice straw agricultural waste. **International Science Index, Agricultural and Biosystems Engineering**, v. 5, n. 1, 2011. Disponível em: <[https://waset.org/publication/Adsorption-Studies-on-the-Removal-of-Pesticides\(Carbofuran\)-using-Activated-Carbon-from-Rice-Straw-Agricultural-Waste/4532](https://waset.org/publication/Adsorption-Studies-on-the-Removal-of-Pesticides(Carbofuran)-using-Activated-Carbon-from-Rice-Straw-Agricultural-Waste/4532)>. Acesso em: 12 abr. 2018.

CORSAN. Companhia Riograndense de Saneamento Básico. **História**. Disponível em: <<http://www.corsan.com.br/historia>>. Acesso em: 21 mar. 2018.

DARWEESH, T.M.; AHMED, M.J.; Adsorption of ciprofloxacin and norfloxacin from aqueous solution onto granular activated carbon in fixed bed column. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 138, p. 139-145, 2017.

DANISH, M.; AHMAD, T. A review on utilization of wood biomass as a sustainable precursor for activated carbon production and application. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, n. 87, p. 1–21, 2018.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A.D.B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2 ed. São Carlos: RiMa, vol. 1, 2005a.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A.D.B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2 ed. São Carlos: RiMa, vol. 2, 2005b.

ECOMASTER, ENGENHARIA AMBIENTAL. **Plano municipal de saneamento básico de Campina das Missões - RS**. Campina das Missões, 2014.

FOX, R.W.; PRITCHARD, P.J.; McDONALD, A.T. Introdução à mecânica dos Fluidos. Tradução e revisão técnica Ricardo Nicolau Nassar Koury, Luiz Machado. – [Reimpre.], Rio de Janeiro: LTC, 2011.

FREIHARDT, M.J.; JEKEL, M.; RUHL, A.S. Comparing test methods for granular activated carbon for organic micropollutant elimination. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 5, p. 2542-2551, 2017.

GOOGLE EARTH PRO. Campina das Missões, Rio Grande do Sul, Brasil. Acesso em: junh 2018.

HELLER, L.; PÁDUA, V.L. **Abastecimento de águas para consumo humano**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2006.

HU, J. et al. Anionic exchange for NOM removal and the effects on micropollutant adsorption competition on activated carbon. **Separation and Purification Technology**, n. 129, p. 25-31, 2014.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Diretoria de pesquisa, coordenação de populações e indicadores sociais, pesquisa nacional de saneamento básico. Rio de Janeiro, 2008.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo demográfico**: downloads. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/sociais/saude/9662-censo-demografico-2010.html?=&t=downloads>>. Acesso em: 07 maio 2018.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Brasil em Síntese: Brasil, Rio Grande do Sul, Campina das Missões, Panorama . Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/campina-das-missoes/panorama>>. Acesso em: 07 maio 2018.

INMETRO. **Orientação sobre Validação de métodos analíticos**. Disponível em: <http://www.inmetro.gov.br/Sidoq/Arquivos/CGCRE/DOQ/DOQ-CGCRE-8_04.pdf>. Acesso em: 28 set. **2015**. DOQ-CGCRE-008-Revisão 03–Fev. 2011

KARABELAS, A.; PLAKAS, K. Membrane Treatment of Potable Water for Pesticides Removal. In: Soloneski S, Larramendy ML (ed.). **Herbicides, Theory and Applications**, Croatia: Published by Intech; 2011.

KENNEDY, A.M. et al. Full-and pilot-scale GAC adsorption of organic micropollutants. **Water Research**, v.68, p. 238 – 248, 2015.

LIBÂNIO, M. Características das águas naturais. In: LIBÂNIO, M. (Org). **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3. ed. Campinas, SP: Editora Átomos, 2010, cap. 2, p. 25-78.

MANO, E.B.; PACHECO, É.B.A.V.; BONELLI, C.M.C. **Meio Ambiente, poluição e reciclagem**. 2. ed. São Paulo: Blucher, 2010.

MARSH, H.; RODRÍGUEZ-REINOSO, F. Activated Carbon. 1. ed. Elsevier Science Ltd., 2006.

MENYA, E. et al. Production and performance of activated carbon from rice husks for removal of natural organic matter from water: a review. **Chemical Engineering Research and Design**, n. 129, p. 271-296, 2018.

MINISTÉRIO DO PLANEJAMENTO, ORÇAMENTO E GESTÃO; INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – PNSB. Rio de Janeiro, 2010.

MIZUKAWA, G. Estratégias de diversificação da indústria de agrotóxicos: de sementes a biopesticidas. 34 p. Monografia (Graduação em Ciências Econômicas). Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2016.

MURTHA, N.A.; CASTRO, J.E.; HELLER, L. Uma perspectiva histórica das primeiras políticas públicas de saneamento e de recursos hídricos no Brasil. **Ambiente & Sociedade**. São Paulo, v. XVIII, n. 3, p. 193-210, 2015

NATAL, D.; MENEZES, R.M.T. de; MUCCI, J.L.N. Fundamentos de ecologia humana. In: PHILIPPI JR., A. (Org). **Saneamento, saúde e ambiente**: Fundamentos para um desenvolvimento sustentável. Baueri, SP: Manole, 2005, cap. 3, p. 57-86.

NAÇÕES UNIDAS NO BRASIL; ONUBR. **A ONU e a água**. 2017. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/acao/agua/>>. Acesso em: 16 set. 2018.

NETO, M.L.F; SARCINELLI, P.N. Agrotóxicos em água para consumo humano: uma abordagem de avaliação de risco e contribuição ao processo de atualização da legislação brasileira. **Eng Sanit Ambient**, v. 14, n. 1, jan/mar 2009, p. 69 – 78.

NIXON, S.C. et al. Relatório de avaliação ambiental. **Recursos hídricos na Europa**: uma utilização sustentável? Situação, perspectivas e questões. Agência Europeia do Ambiente. Bélgica: Copenhaga, 2000.

OTSU, R. **A sabedoria da natureza [recurso eletrônico]: taoísmo, I Ching, zen e os ensinamentos essenciais**. 4. ed. São Paulo: Ágora, 2012.

OTTONELLI, J.; GRINGS, T. C. Produção de arroz nas microrregiões do Rio Grande do Sul: evolução, especialização e concentração. **Desenvolvimento Em Questão**, v. 15, n. 40, 2017.

PELEKANI, C.; SNOEYINK, V.L. Competitive adsorption in natural water: role of activated carbon pore size. **Water Res.**, v. 33, n. 5, p. 1209-1219, 1999.

PETRIE, A.J. et al. The effectiveness of water treatment processes for removal of herbicides. **Science of the Total Environment**, v. 135, p. 161-169, 1993.

PHILIPPI JR., A; MALHEIROS, T.F. Saneamento e saúde pública: integrando homem e ambiente. In: PHILIPPI JR. (Org). **Saneamento, saúde e ambiente**: Fundamentos para um desenvolvimento sustentável. Baueri, SP: Manole, 2005, cap. 1, p. 3-31.

PHILIPPI JR., A; MARTINS, G. Águas de abastecimento. In: PHILIPPI JR. (Org). **Saneamento, saúde e ambiente**: Fundamentos para um desenvolvimento sustentável. Baueri, SP: Manole, 2005, cap. 5, p. 117-180.

PHILIPPI JR., SILVEIRA, V.F. Controle da qualidade das águas. In: PHILIPPI JR. (Org). **Saneamento, saúde e ambiente**: Fundamentos para um desenvolvimento sustentável. Baueri, SP: Manole, 2005, cap. 11, p. 415-438.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria de Estado da Saúde do Rio Grande do Sul (SES). Portaria Nº 320, de 24 de abril de 2014. Estabelece parâmetros adicionais de agrotóxicos ao padrão de potabilidade para substâncias químicas, no controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano no RS. **Diário Oficial [do] Estado do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, 2014.

SANTOS, R.F. dos. **Planejamento Ambiental: teoria e prática**. São Paulo: Oficina de Textos, 2004.

SOARES, D.F.; FARIA, A.M.; ROSA, A.H. Análise de risco de contaminação de águas subterrâneas por resíduos de agrotóxicos no município de Campo Novo do Parecis (MT), Brasil. **Eng. Sanit. Ambient**, v. 22, n. 2. 2017.

UNIÃO EUROPEIA. Directiva 98/83/CE do Conselho de 3 de Novembro de 1998 relativa à qualidade da água destinada ao consumo humano. Jornal Oficial das Comunidades Europeias, 1998. Disponível em: <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:31998L0083&from=PT>>. Acesso em 20 jun. 2018.

UNITED NATIONS. Report of the Special Rapporteur on the right to food. **General Assembly, Human Rights Council**, Thirty-fourth session, 2017. Disponível em: <<https://documents-dds-ny.un.org/doc/UNDOC/GEN/G17/017/85/PDF/G1701785.pdf?OpenElement>>. Acesso em: 16 abr. 2018.

VALENCIA, Claudia Alexandra Vizcarra. **Aplicação da Adsorção em Carvão Ativado e outros Materiais Carbonosos no Tratamento de Águas Contaminadas por Pesticidas de Uso Agrícola**. 2007. 116 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Metalúrgica e de Materiais, Departamento de Ciência dos Materiais e Metalurgia, Puc-rio, Rio de Janeiro, 2007. Cap. 3. Disponível em: <https://www.maxwell.vrac.puc-rio.br/10607/10607_4.PDF>. Acesso em: 22 set. 2018.

VON SPERLING, MARCOS. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

ZANELLA, R. Impactos de agroquímicos nos recursos hídricos e organismos não alvo e alternativas para mitigar seus efeitos e reduzir o consumo de água na lavoura de arroz irrigado. Sub-projeto I – Persistência de pesticidas usados na lavoura de arroz, nutrientes, metais pesados e seus efeitos sobre organismos não alvo. **Experimento 1 – Persistência dos pesticidas na água de irrigação da lavoura de arroz**. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, 2010.